

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
 Departement Leefmilieu en Infrastructuur
 Administratie Waterwegen en Zeewezen
 AFDELING MARITIEME SCHELDE



STUDIE IN HET KADER VAN DE HABITAT- EN VOGELRICHTLIJN- GEBIEDEN LANGS DE BENEDEN-ZEESCHELDE

Evaluatiestudie m.b.t. het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde

25 april 2001
 I/RA/11203/01.018/MSA

International Marine & Dredging Consultants N.V.
 Wilrijkstraat 37-45 B4, 2140 Antwerpen, België
 Contactpersonen : Jos Smits, Marc Sas, Koen Trouw, Jan Vincke



Environmental Consultancy & Assistance N.V.
 Lange Nieuwstraat 43, 2000 Antwerpen, België
 Contactpersonen : Paul Vanhaecke, Karen Callebaut



Gebaseerd op gegevens van / In samenwerking met :

Instituut voor Natuurbehoud
 Kliniekstraat 25, 1050 Brussel, België
 Contactpersonen : Erika Van Den Berghe, Tom Ysebaert
Universitaire Instelling Antwerpen (UIA)
 Departement Biologie - Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
 Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, België
 Contactpersoon : Patrick Meire

Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)
 Gasthuisstraat 42, 9300 Aalst, België
 Contactpersonen : Martin Verdievel, Ingrid Temmerman

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap - Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Administratie Waterwegen en Zeewezen - Afdeling Maritieme Schelde
 Tavernierkaai 3, 2000 Antwerpen, België
 Contactpersonen : Jos Claessens, Hans De Preter, Eric Tavemiers



96534



STUDIE IN HET KADER VAN DE HABITAT- EN VOGELRICHTLIJN- GEBIEDEN LANGS DE BENEDEN-ZEESCHELDE

Evaluatiestudie m.b.t. het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde

25 april 2001
I/RA/11203/01.018/MSA

International Marine & Dredging Consultants N.V.
Wilrijkstraat 37-45 B4, 2140 Antwerpen, België
Contactpersonen : Jos Smits, Marc Sas, Koen Trouw, Jan Vincke



Environmental Consultancy & Assistance N.V.
Lange Nieuwstraat 43, 2000 Antwerpen, België
Contactpersonen : Paul Vanhaecke, Karen Callebaut



Gebaseerd op gegevens van / In samenwerking met :

Instituut voor Natuurbehoud
Kliniekstraat 25, 1050 Brussel, België
Contactpersonen : Erika Van Den Berghe, Tom Ysebaert
Universitaire Instelling Antwerpen (UIA)
Departement Biologie - Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, België
Contactpersoon : Patrick Meire

Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)
Gasthuisstraat 42, 9300 Aalst, België
Contactpersonen : Martin Verdriel, Ingrid Temmerman

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap - Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Administratie Waterwegen en Zeewezen - Afdeling Maritieme Schelde
Tavernierkaai 3, 2000 Antwerpen, België
Contactpersonen : Jos Claessens, Hans De Preter, Eric Taverniers



Overzicht deskundigen

Coördinatie
Jos Smits



Baggerwerken
Jos Smits



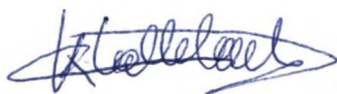
Fysisch systeem Beneden-Zeeschelde (getij, morfologie,...)
Marc Sas



Koen Trouw



Water- en waterbodemkwaliteit Beneden-Zeeschelde
Karen Callebaut



Paul Vanhaecke



Ecologie Beneden-Zeeschelde
Jan Vincke



Paul Vanhaecke



INHOUDSTAFEL

LIJST VAN FIGUREN.....	IV
LIJST VAN TABELLEN.....	VI
LIJST VAN BIJLAGEN.....	VIII
1. INLEIDING	1
1.1. EUROPESE CONTEXT	1
1.2. UITVOEREN BAGGERWERKEN IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE IS NIET NIEUW	1
1.3. VERGUNNINGSPlicht	2
1.4. DE OPDRACHTHOUDER	3
2. SITUERING VAN HET PROJECT	5
2.1. HISTORIEK VAN DE BAGGERWERKEN	5
2.1.1. Algemene beschouwingen.....	5
2.1.2. Lange Termijn	5
2.1.3. Recente Historiek	5
2.2. BELANG VAN DE WESTERSCHELDE VOOR DE VLAAMSE ECONOMIE.....	6
2.2.1. Poorten voor het internationale handelsverkeer van Vlaanderen.....	6
2.2.2. Gewicht van de Scheldehavens in de Vlaamse economie.....	8
2.2.3. Bijdrage van de Scheldehavens tot de productiviteit van de Vlaamse economie	9
2.2.4. Belang van de toegankelijkheid voor de Scheldehavens	10
2.2.5. Besluit.....	11
2.3. BESCHRIJVING VAN DE BAGGERWERKEN	12
2.3.1. Inleiding	12
2.3.2. Te onderhouden dieptes van de vaargeul.....	16
2.3.3. Basisprincipes bij de planning van de baggerwerken.....	17
2.3.3.1. Inleiding	17
2.3.3.2. Beperking van de gebaggerde volumes.....	17
2.3.3.3. Voorspelbaarheid van de baggernoden	17
2.3.3.4. Dagelijkse sturing van de baggerwerken.....	18
2.3.3.5. Baggerfrequentie.....	18
2.3.4. Baggerzones	19
2.3.5. Stortzones	19
2.3.5.1. Basisopties	19
2.3.5.2. Bergingscapaciteit op het land	20
2.3.5.3. Bergingscapaciteit in de rivier.....	20
2.3.6. Vergunde zandwinningen	21
2.3.7. Type baggertuigen.....	21
2.3.7.1. Inleiding	21
2.3.7.2. De sleepopperzuiger.....	22
2.3.7.3. De sweepbeam	23
2.3.7.4. De milieusnijkopzuiger (scoop dredger)	23
2.3.8. Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs	25
2.3.8.1. Inleiding	25
2.3.8.2. De sleepopperzuiger.....	25
2.3.8.3. De sweepbeam	26
2.3.8.4. De milieusnijkopzuiger (scoop dredger)	26
2.3.9. Alternatieven	28
2.3.9.1. Alternatieve baggerprocedures.....	28
2.3.9.2. Alternatieve stortlocaties.....	29
2.3.9.3. Infrastructurele alternatieven.....	30
2.3.9.4. Samenvatting.....	30
2.3.10. Besluiten.....	30

3. SYSTEEMBESCHRIJVING BENEDEN-ZEESCHELDE	33
3.1. FYSISCHE BESCHRIJVING.....	35
3.1.1. <i>Hydrodynamica</i>	35
3.1.1.1. Het getij.....	35
3.1.1.2. Stromingen.....	43
3.1.1.3. Debieten.....	62
3.1.1.4. Saliniteit.....	64
3.1.1.5. Saliniteitsverdeling in de omgeving van de Schaar van Ouden Doel	78
3.1.2. <i>Sedimenthuishouding</i>	81
3.1.2.1. Karakterisatie van de Bodemsedimenten in de Beneden Zeeschelde	81
3.1.2.2. Wat is slib, wat is turbiditeit ?	93
3.1.2.3. Slib in suspensie.....	93
3.2. CHEMISCHE KARAKTERISATIE	115
3.2.1. <i>Waterbodem</i>	115
3.2.1.1. Baggerplaatsen.....	115
3.2.1.2. Losplaatsen	118
3.2.2. <i>Waterkolom</i>	120
3.2.2.1. Fysico-chemie.....	120
3.2.2.2. Biologie.....	124
3.3. ECOLOGISCHE BESCHRIJVING.....	126
3.3.1. <i>Algemene ecologische beschrijving van het Schelde-estuarium</i>	126
3.3.2. <i>Ecologische bespreking van de Beneden-Zeeschelde</i>	130
4. EFFECTEN.....	135
4.1. FYSISCH SYSTEEM.....	135
4.1.1. <i>Morfologie</i>	135
4.1.1.1. Evolutie intergetijdegebied	135
4.1.1.2. Evolutie ondiepwater gebied.....	137
4.1.1.3. Sedimentbewegingen	139
4.1.2. <i>Turbiditeit</i>	141
4.1.3. <i>Zout-zoet regime</i>	142
4.2. ECOTOXICOLOGISCHE EVALUATIE	142
4.2.1. <i>Toetsingscriteria</i>	142
4.2.1.1. Ontwikkelen van ecotoxicologisch onderbouwde voorlopige sedimentkwaliteitscriteria	142
4.2.2. <i>Evaluatie</i>	144
4.2.2.1. Waterbodem.....	144
4.2.2.2. Waterkolom.....	145
4.3. BESCHRIJVING VAN DE EFFECTEN OP ECOLOGIE.....	146
4.3.1. <i>Inleiding</i>	146
4.3.2. <i>Ingreep-effecten analyse</i>	146
4.3.3. <i>Beknopte effectbespreking</i>	147
4.3.3.1. effecten van vaarbewegingen.....	147
4.3.3.2. Effecten van storten.....	148
4.4. CONCLUSIES	151
5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES.....	155
5.1. SAMENVATTING	155
5.2. CONCLUSIES	156
5.2.1. <i>Historiek van de baggerwerken</i>	156
5.2.2. <i>Belang van de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde voor de Vlaamse economie</i>	157
5.2.3. <i>Systeembeschrijving Beneden-Zeeschelde</i>	157
5.2.4. <i>De uitvoering van de baggerwerken</i>	158
5.2.5. <i>Effecten van de onderhoudsbaggerwerken</i>	158
5.2.6. <i>Alternatieven</i>	160
6. LITERATUURLIJST	161

LIJST VAN FIGUREN

FIGUUR 2-1: MARITIEME OVERSLAG IN DE VLAAMSE SCHELDEHAVENS (1980-2000).....	6
FIGUUR 2-2: MARITIEME OVERSLAG IN DE VLAAMSE SCHELDEHAVENS PER VERSCHIJNINGSVORM (1980-2000).....	7
FIGUUR 2-3: SLEEPPHOPPERZUIGER.....	22
FIGUUR 2-4: MILIEUSNIJKOPZUIGER.....	24
FIGUUR 2-5: MILIEUSNIJKOPZUIGER.....	25
FIGUUR 2-6: DIFFUSOR VOOR HET BERGEN VAN SLIB IN DIEPE ZONES ZONDER TURBIDITEITSCREATIE.....	27
FIGUUR 3-1: GEMIDDELD GETIJ TE ANTWERPEN.....	38
FIGUUR 3-2: GEMIDDELD GETIJ TE KALLO.....	39
FIGUUR 3-3: GEMIDDELD GETIJ TE LIEFKENSHOEK.....	40
FIGUUR 3-4: GEMIDDELD GETIJ TE PROSPERPOLDER.....	41
FIGUUR 3-5: OGENBLIKKELIJKE VERHANGLIJNEN GEMIDDELD TIJ.....	42
FIGUUR 3-6: EVOLUTIE VAN WATERHOOGTE, DEBIET, SNELHEID EN DWARSSECTIE (ANTWERPEN).....	44
FIGUUR 3-7: EVOLUTIE VAN WATERHOOGTE, DEBIET, SNELHEID EN DWARSSECTIE (KALLO).....	45
FIGUUR 3-8: EVOLUTIE VAN WATERHOOGTE, DEBIET, SNELHEID EN DWARSSECTIE (LIEFKENSHOEK).....	46
FIGUUR 3-9: EVOLUTIE VAN WATERHOOGTE, DEBIET, SNELHEID EN DWARSSECTIE (PROSPERPOLDER).....	47
FIGUUR 3-10: VERTIKAAL GEMIDDELDE SNELHEDEN (DOODTIJ 27/09/90).....	49
FIGUUR 3-11: VERTIKAAL GEMIDDELDE SNELHEDEN (SPRINGTIJ 04/10/90).....	49
FIGUUR 3-12: SNELHEIDSPROFIELEN IN MEETPUNT 2 (EBGEUL) OP DE DREMPEL VAN ZANDVLIET (DOODTIJ 27/09/90).....	50
FIGUUR 3-13: SNELHEIDSPROFIELEN IN MEETPUNT 2 (EBGEUL) OP DE DREMPEL VAN ZANDVLIET (SPRINGTIJ 04/10/90).....	50
FIGUUR 3-14: SNELHEIDSVERDELING OVER DE DWARSSECTIE BIJ SPRINGTIJ RESP. BIJ MAX. EB EN VLOED.....	51
FIGUUR 3-15: ISOLIJNEN SNELHEDEN IN FUNCTIE VAN DE TIJD (SPRINGTIJ).....	52
FIGUUR 3-16: ISOLIJNEN SNELHEDEN IN FUNCTIE VAN DE TIJD (DOODTIJ).....	53
FIGUUR 3-17: VERTIKAAL GEMIDDELDE SNELHEDEN, PLAAT VAN LILLO (SPRINGTIJ 13/06/91).....	54
FIGUUR 3-18: SNELHEIDSPROFIELEN IN MEETPUNT 3 (EBGEUL) OP DE PLAAT VAN LILLO (SPRINGTIJ 13/06/91).....	54
FIGUUR 3-19: SNELHEIDSPROFIELEN IN 6 MEETPUNTEN TIJDENS MAX VLOED TE OOSTERWHEEL (SPRINGTIJ 30/09/77).....	55
FIGUUR 3-20: SNELHEIDSPROFIELEN IN 6 MEETPUNTEN TIJDENS MAX EB TE OOSTERWHEEL (SPRINGTIJ 30/09/77).....	56
FIGUUR 3-21: SNELHEIDSVECTOREN BIJ LAAGWATERKENTERING.....	58
FIGUUR 3-22: SNELHEIDSVECTOREN BIJ MAXIMALE VLOED.....	59
FIGUUR 3-23: SNELHEIDSVECTOREN BIJ HOOGWATERKENTERING.....	60
FIGUUR 3-24: SNELHEIDSVECTOREN BIJ MAXIMALE VLOED.....	61
FIGUUR 3-25: JAARGEMIDDELDE BOVENDEBIETEN TE SCHELLE.....	63
FIGUUR 3-26: DECADE GEMIDDELDE BOVENDEBIETEN TE SCHELLE 1997-1998.....	63
FIGUUR 3-27: VERLOOP VAN DE SALINITEIT LANGS DE SCHELDE.....	64
FIGUUR 3-28: OOSTERWHEEL (VALEPORT 208, -1 M TAW, VAST), (A) MAXIMALE EN MINIMALE SALINITEIT PER GETIJ EN DAGGEMIDDELD BOVENDEBIET TE SCHELLE, (B) SALINITEITS- EN TIJVERSCHIL TE OOSTERWHEEL. OKTOBER '97 – DECEMBER '98.....	65
FIGUUR 3-29: PROSPERPOLDER (VALEPORT 602, -1 M TAW, VAST), (A) MAXIMALE EN MINIMALE SALINITEIT PER GETIJ EN DAGGEMIDDELD BOVENDEBIET TE SCHELLE, (B) SALINITEITS- EN TIJVERSCHIL TE PROSPERPOLDER. OKTOBER '97 – DECEMBER '98.....	66
FIGUUR 3-30: HYSTERESIS VAN DECADEGEMIDDELDE SALINITEIT T.O.V. HET BOVENDEBIET. (A) TE OOSTERWHEEL (VALEPORT 208, -1 M TAW, VAST) EN (B) TE PROSPERPOLDER (VALEPORT 603, -1 M TAW, VAST).....	68
FIGUUR 3-31: OOSTERWHEEL (VALEPORT 208, -1 M TAW, VAST), RELATIEVE SALINITEITSCURVE BIJ (A) GEMIDDELD TIJ, (B) GEMIDDELD SPRINGTIJ (C) GEMIDDELD DOODTIJ. OKTOBER '97 – SEPTEMBER '98.....	70
FIGUUR 3-32: PROSPERPOLDER (VALEPORT 602, -1 M TAW, VAST), RELATIEVE SALINITEITSCURVE BIJ (A) GEMIDDELD TIJ, (B) GEMIDDELD SPRINGTIJ EN (C) GEMIDDELD DOODTIJ. OKTOBER '97 – SEPTEMBER '98.....	71
FIGUUR 3-33: 13-UURSMETING TE PLAAT VAN LILLO (13/06/1991). SALINITEIT AAN DE BODEM OP HALVE DIEPTTE EN OP 1 M VAN DE OPPERVLAKTE I.F.V. DE TIJD. (A) VERTICALE 1 (EBGEUL). (B) VERTICALE 4 (PLAAT).....	73
FIGUUR 3-34: 13-UURSMETING TE PLAAT VAN LILLO (13/06/1991), VERTICALE 4 (PLAAT). (A) SALINITEITSPROFIEL EN (B) SNELHEIDSPROFIEL OP VERSCHILLENDE TIJDSTIPPEN NA HW.....	74

FIGUUR 3-35 SALINITITEIT IN DE DWARSSECTIE BIJ HOOG- EN LAAGWATER	75
FIGUUR 3-36 13-UURSMETING TE DREMPEL VAN ZANDVLIET (04/10/1990). SALINITEIT AAN DE BODEM EN OP 1 M VAN HET OPPERVLAKE I.F.V. DE TIJD IN VERTICALEN (A) 1 (EBGEUL), (B) 3 (PLAAT) EN (C) 5 (PLAAT).	76
FIGUUR 3-37 13-UURSMETING TE DREMPEL VAN ZANDVLIET (04/10/1990). DIEPTEGEMIDDELDE SALINITEIT I.F.V. DE TIJD IN VERTICALEN 1 (EBGEUL), 3 (PLAAT) EN 5 (PLAAT).	77
FIGUUR 3-38 SALINITEITSVERDELING OP MAXIMUM SALINITEIT ONDERSTE 2 LAGEN (IMDC-WLB, 1995).....	78
FIGUUR 3-39 SALINITEITSVERDELING OP MAXIMUM SALINITEIT BOVENSTE 2 LAGEN (IMDC-WLB, 1995).....	79
FIGUUR 3-40 SALINITEITSVERDELING OP MINIMUM SALINITEIT ONDERSTE 2 LAGEN (IMDC-WLB, 1995).....	80
FIGUUR 3-41 SALINITEITSVERDELING OP MINIMUM SALINITEIT BOVENSTE 2 LAGEN (IMDC-WLB, 1995).....	81
FIGUUR 3-42 BODEMKAART VAN DE BENEDEN ZEESCHELDE OPGESTELD DOOR WARTEL ET AL (2000c)	83
FIGUUR 3-43 LITHOLOGISCHE KAART BENEDEN ZEESCHELDE UIT 1993	84
FIGUUR 3-44 ZANDGEHALTE (IN %) VAN BODEMSEDIMENTEN IN DE BENEDEN ZEESCHELDE	85
FIGUUR 3-45 MEDIANE KORRELGROOTTE (D50) BODEMSEDIMENT BENEDEN ZEESCHELDE	87
FIGUUR 3-46 MEDIANE KORRELGROOTTE (D50) VAN DE ZANDFRACTIE VAN HET BODEMSEDIMENT BENEDEN ZEESCHELDE	88
FIGUUR 3-47 MEDIANE KORRELGROOTTE (D50) VAN DE ZANDFRACTIE VAN HET BODEMSEDIMENT BENEDEN ZEESCHELDE	89
FIGUUR 3-48 GEMIDDELDE KORRELGROOTTE VAN HET BODEMSEDIMENT BENEDEN ZEESCHELDE	90
FIGUUR 3-49 SORTERING VAN DE KORRELGROOTTE VAN HET BODEMSEDIMENT IN DE BENEDEN ZEESCHELDE	91
FIGUUR 3-50 SCHEEFHEID VAN DE KORRELGROOTTEVERDELING VAN HET BODEMSEDIMENT IN DE BENEDEN ZEESCHELDE	92
FIGUUR 3-51 LILLO STEIGER (HYDROLAB, -4 M OPP, VLOTTEND), SLIBCONCENTRATIE I.F.V. STROOMSNELHEID. (A) EB-GEMIDDELD ($R=0.34$, $SIG=4E-11$) EN (B) VLOED-GEMIDDELD ($R=0.11$, $SIG=3E-2$). OKTOBER '97 – DECEMBER '98.	100
FIGUUR 3-52: OOSTERWHEEL (STAIGER MOHILO 7530 SSN, 1.5 M VAN BODEM, VAST), SLIBCONCENTRATIE I.F.V. STROOMSNELHEID. (A) EB-GEMIDDELD ($R=0.40$, $SIG=1E-14$) EN (B) VLOED-GEMIDDELD ($R=0.48$, $SIG=8E-22$). OKTOBER '97 - DECEMBER '98.	101
FIGUUR 3-53: 13-UURSMETING TE DREMPEL VAN ZANDVLIET (04/10/1990). SLIBCONCENTRATIE I.F.V. DE TIJD VOOR EEN VLOTTENDE MEETSONDE, 1 M VAN DE OPPERVLAKE EN EEN VAST OPGEHANGEN MEETSONDE 1M VAN DE BODEM (VERTIKAAL 1).	104
FIGUUR 3-54 VERDELING VAN DE SNELHEID EN DE CONCENTRATIE IN DE DWARSSECTIE (DREMPEL VAN ZANDVLIET), SPRINGTIJ VAN 04/10/90.	106
FIGUUR 3-55 : SLIBAFZETTING IN KG/M^2 PER SPRINGTIJ, SIMULATIE HUIDIGE TOESTAND.	109
FIGUUR 3-56 : ACCUMULATIESNELHEID VAN HET SEDIMENT OP DE SLIKKEN IN FUNCTIE VAN DE AFSTAND TOT DE MONDING (VLISSINGEN) (WARTEL ET AL., 1998).	110
FIGUUR 3-57 : KAART VAN SCHELDE MET LIGGING VAN MEETPLAATSEN VOOR IN SITU EROSIEMETINGEN.	112
FIGUUR 3-58: INDELING VAN HET SCHELDE ESTUARIUM IN 20 COMPARTIMENTEN, GEBASEERD OP HET MOSES EN OMES MODEL, EN IN ZEVEN VERSCHILLENDE ZONES. (VAN DAMME ET AL. 1999).	126
FIGUUR 3-59: AANTAL SOORTEN WATER VOGELS WAARGENOMEN IN VERSCHILLENDE DEELGEBIEDEN LANGS HET SCHELDE-ESTUARIUM.	132
FIGUUR 4-1 WEG VAN EEN SLIBDEELTJE TIJDENS EEN TIJCYCLUS BIJ LOZING IN DE SCHAAR VAN OUDEN DOEL.	140
FIGUUR 4-2 VARIATIE VAN DE HOEVEELHEID ZWEVENDE STOF IN TIJD EN RUIMTE (VAN DAMME ET AL)	141

LIJST VAN TABELLEN

TABEL 2-1: ECONOMISCH BELANG VAN DE SCHELDEHAVENS VOOR VLAANDEREN.....	9
TABEL 2-2: ONTWIKKELING VAN DE GLOBALE CELLULAIRE CONTAINERVLOOT NAAR GROOTTEORDE.....	10
TABEL 2-3: TYPISCHE AFMETINGEN VAN CONTAINERSCHEPEN VAN VERSCHILLENDE GENERATIES.....	11
TABEL 2-4: OVERZICHT VAN DE BAGGERHOEVEELHEDEN IN DE BENEDEN ZEESCHELDE (IN MILJOEN M3 PER JAAR)14	
TABEL 2-5: OVERZICHT VAN DE GESTORTE HOEVEELHEDEN IN DE BENEDEN ZEESCHELDE (IN MILJOEN M3 PER JAAR)	15
TABEL 3-1 LIJST VAN METINGEN (ST=SPRINGTIJ, DT=DOODTIJ, V=SNELHEID, VA=SNELHEID-ADCP,	34
TABEL 3-2: TIJVERSCHIL (M) BIJ EEN GEMIDDELD DOODTIJ, GEMIDDELD TIJ EN GEMIDDELD SPRINGTIJ, GEMIDDELDE DUUR (HH.MM) DALING EN STIJGING, VERTRAGING VAN HET HW T.O.V. VLISSINGEN, AFSTAND T.O.V. MONDING (KM) EN PROPAGATIESNELHEID HW (KM/H) IN EEN AANTAL TIJPOSTEN IN DE SCHELDE VOOR DE PERIODE 1981-1990 (CLAESSENS & MEYVIS, 1994).....	36
TABEL 3-3: GEMIDDELD HW, LW (M TAW) EN TIJVERSCHIL (M) BIJ EEN GEMIDDELD DOODTIJ, GEMIDDELD TIJ EN GEMIDDELD SPRINGTIJ TE ANTWERPEN, KALLO, LIEFKENSHOEK EN PROSPERPOLDER VOOR DE PERIODE 1981-1990 (CLAESSENS EN MEYVIS, 1994).....	36
TABEL 3-4: DUUR STIJGING EN DALING (HH.MIN) BIJ EEN GEMIDDELD DOODTIJ, GEMIDDELD TIJ EN GEMIDDELD SPRINGTIJ TE ANTWERPEN, KALLO, LIEFKENSHOEK EN PROSPERPOLDER VOOR DE PERIODE 1981-1990 (CLAESSENS EN MEYVIS, 1994).....	37
TABEL 3-5 DWARSGEMIDDELDE SNELHEDEN, GEMIDDELDE DEBIETEN, TIJVOLUME EN NETTO VERPLAATST VOLUME WATER IN 4 DWARSSCTIES VAN DE BENEDEN-ZEESCHELDE VOOR EEN GEWOON TIJ.....	62
TABEL 3-6 :DEFINITIE VAN DE LITHOLOGISCHE EENHEDEN IN GRANULOMETRISCHE KLASSES VOLGENS DE KAART VAN WARTEL ET AL (2000C): ZAND, SILT, KLEI, HUMUS.....	82
TABEL 3-7 GRANULOMETRISCHE KARAKTERISTIEKEN VAN DE SEDIMENTEN OP DE DREMPELS IN DE ZEESCHELDE VANAF 1985 (IMDC, 1990b).....	86
TABEL 3-8 PHI SCHAAL EN KORRELGROOTTE IN μm	93
TABEL 3-9: MAXIMALE SLIBCONCENTRATIES (MG/L) BIJ EB, PER MAAND EN PER MEETPOST.	95
TABEL 3-10: MAXIMALE SLIBCONCENTRATIE (MG/L) BIJ VLOED, PER MAAND EN PER MEETPOST.	96
TABEL 3-11 : GEMIDDELDE SLIBCONCENTRATIE (MG/L) PER EB, PER MAAND EN PER MEETPOST.....	97
TABEL 3-12: GEMIDDELDE SLIBCONCENTRATIE (MG/L) PER VLOED, PER MAAND EN PER MEETPOST.....	98
TABEL 3-13 SLIBTRANSPORT PER GETIJ	107
TABEL 3-14: EROSIEGEVOELIGHEIDSMETINGEN. RESULTATEN VAN DE LENTECAMPAGNE 8-10 APRIL 1997. (GB?=GROOT BUITENSCHOOR, GS?=GALGENSCHOOR, PS?=PAARDENSCHOR,).....	114
TABEL 3-15: EROSIEGEVOELIGHEIDSMETINGEN. RESULTATEN VAN DE ZOMERCAMPAGNE 2-4 SEPTEMBER (GB?=GROOT BUITENSCHOOR, GS?=GALGENSCHOOR, PS?=PAARDENSCHOR,).....	114
TABEL 3-16: GEMIDDELDE CONCENTRATIES VAN PARAMETERS GEANALYSEERD IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE: 1989-1994.....	116
TABEL 3-17: GEMIDDELDE CONCENTRATIES VAN PARAMETERS GEANALYSEERD IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE: 1995-2000	117
TABEL 3-18: OVERZICHT GEMETEN CONCENTRATIES (MG/KG) THV LOSPLAATSEN (VMM, 2000).....	119
TABEL 3-19: GEMIDDELDE KWALITEIT VAN HET OPPERVLAKTEWATER DE SCHELDE THV DE MEETPUNTEN 1600, 1590, 1580, EN 1570 (VMM, 1999b)	121
TABEL 3-20: GEMIDDELDE KWALITEIT VAN HET OPPERVLAKTEWATER DE SCHELDE THV DE MEETPUNTEN 1541, 1540 EN 1560. (VMM, 1999b)	123
TABEL 3-21: PRATI-INDEX VOOR OPGELOSTE ZUURSTOF OP DE VMM- MEETPUNTEN (VMM, 1999b)	124
TABEL 3-22: BELGISCHE BIOTISCHE INDEX OP MEETPUNT 1600 (VMM, 1999b).....	125
TABEL 3-23: OVERZICHT VAN DE BELANGRIJKSTE ECOLOGISCHE FUNCTIES VAN DE VERSCHILLENDE MORFOLOGISCHE STRUCTUREN IN HET SCHELDE-ESTUARIUM (NAAR MOL ET AL., 1997 IN VAN DAMME ET AL. 1999)	127
TABEL 3-24: OPPERVLAKTEN VAN SLIKKEN EN SCHORREN LANGS HET SCHELDE-ESTUARIUM, ABSOLUTE WAARDEN IN HA (OPP(HA)), IN % VAN HET TOTAAL AREAAL VAN HET ECOTOOP LANGS DE ZEESCHELDE (%), EN PER KM ASLENGTE VAN HET BETREFFENDE COMPARTIMENT (HA/KM ASL); BRONNEN: WESTERSCHELDE (MOL ET AL., 1997); ZEESCHELDE (VAN DEN BERGH ET AL., 1999 IN VAN DAMME ET AL. 1999).	128

TABEL 3-25 : MAXIMALE NORMOVERSCHRIJDING PER JAAR VOOR DE SEIZOENEN 1991/92 – 1996/97. TUSSEN HAAKJES STAAT HET AANTAL MAANDEN DAT DE 1%-NORM OVERSCHREDEN WERD. BEREKENINGEN ZIJN GEBASEERD OP HET VOLLEDIGE SCHELDE-ESTUARIUM. DE DEELGEBIEDEN WAAR DE HOOGSTE AANTALLEN VAN EEN SOORT WERDEN WAARGENOMEN WORDEN EVENEENS GEGEVEN. (VAN DAMME ET AL., 1999).....	129
TABEL 4-1 : EVOLUTIE INTERGETIJD-DEELGEBIED TUSSEN DE BELGISCH/NEDERLANDSE GRENS EN DE HOOGSPANNINGSLUCHTLIJN.....	136
TABEL 4-2 : EVOLUTIE INTERGETIJD-DEELGEBIED TUSSEN HET BAKEN VAN BOERENSCHANS EN DE VROEGERE STEIGER VAN DISTRIGAS	137
TABEL 4-3 : EVOLUTIE BATHYMETRISCH GEBIED TUSSEN DE SCHORRRAND EN DE MIN-TWEE-METER-DIEPTELIJN, TUSSEN BELGISCH/NEDERLANDSE GRENS EN DE HOOGSPANNINGSLUCHTLIJN	138
TABEL 4-4 : EVOLUTIE VAN HET ONDIEPWATERGEBIED (SCHAAR VAN OUDEN DOEL).....	138
TABEL 4-5 : EVOLUTIE BATHYMETRISCH GEBIED TUSSEN HET BAKEN VAN BOERENSCHANS EN DE VROEGERE STEIGER VAN DISTRIGAS	139
TABEL 4-6 : EVOLUTIE VAN HET ONDIEPWATERGEBIED (PLAAT VAN BOOMKE).....	139
TABEL 4-7 : ECOTOXICOLOGISCH VEILIGE STREEF- EN TOETSINGSWAARDEN (CALLEBAUT & VANHAECKE, 2000).....	143
TABEL 4-8: OVERZICHT OVERSCHRIJDINGEN VAN DE TOETSINGSWAARDE (VMM, 1999; 2000)	144
TABEL 4-9: GEMIDDELDE CONCENTRATIE PARAMETERS THV DE BAGGERPLAATSEN (VMM, 2000)	145
TABEL 4-10: MOGELIJKE INGREEP-EFFECTRELATIES VOOR HET BAGGEREN EN TERUGSTORTEN VAN DE BAGGERSPECIE.	147
TABEL 4-11: SYNTHESETABEL VAN DE BELANGRIJKSTE TRENDS T.O.V. EEN BEPAALDE REFERENTIESITUATIE VOOR EEN AANTAL ABIOTISCHE EN BIOTISCHE INDICATOREN	152

LIJST VAN BIJLAGEN

- Bijlage A Erkenning MER-Deskundige
- Bijlage B Gegevens m.b.t de projectbeschrijving
- B.1 Schets van de Beneden-Zeeschelde (dieptelijnen, platen en drempels)
 - B.2 Localisatie van de gebieden waar een vergunning voor aangevraagd wordt
 - B.3 Localisatie van de operationele stortlocaties
 - B.4 Gegevens m.b.t vaartrajecten bij het kleppen van de baggerspecie in de stortzone (willekeurig gekozen vaartracks)
- Bijlage C Gegevens m.b.t. de fysische component van het systeem
- C.1 Evolutie van de nul-meter-dieptelijn langs de habitatgebieden van Schaar van Ouden Doel en van Plaat van Boomke periode 1980-2000)
 - C.2 Evolutie van de min-twee-meter-dieptelijn langs de habitatgebieden van Schaar van Ouden Doel en van Plaat van Boomke (periode 1980-2000)
 - C.3 Evolutie 1995/2000 van zuurstofgehalte, conductiviteit en zwevend stof van de Schelde (monding tot Gent)
- Bijlage D Gegevens m.b.t. de water- en waterbodemkwaliteit
- D.1 Studie Ecolas : Uitwerken vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs. Eindrapport, opgesteld in opdracht van AWZ, Afdeling Maritieme Schelde
 - D.2 Gegevens m.b.t. waterkwaliteit in de Beneden-Zeeschelde
 - D.3 Gegevens m.b.t. kwaliteit baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde –Resultaten jaarlijkse monitoring door VMM van de baggerlocaties en toetsing door Ecolas voor 1999 en 2000
 - D.4 Gegevens m.b.t. kwaliteit baggerspecie in de stortplaatsen (Resultaten monitoring door VMM van de stortlocaties en toetsing door Ecolas voor 2000)
- Bijlage E Gegevens m.b.t ecologie
- E.1 Situering van de belangrijkste morfologische structuren in het Schelde-Estuarium
 - E.2 Situering van de Vogelrichtlijn-, Habitatrichtlijn- en Ramsargebieden in het Schelde-Estuarium en de Beneden-Zeeschelde
 - E.3 Biologische Waarderingskaart t.h.v. van de stortplaatsen van de binnendijkse gebieden
 - E.4 Gegevens m.b.t. geluidshinder sleepopperzuigers
 - E.5 Gegevens m.b.t de trends van de broedvogels t.h.v. Paardenschor
 - E.6 Gegevens m.b.t de trends van de watervogels
 - E.7 Sectiekaart Schelde 1988 Saeftinghe-Doel
- Bijlage F Environmental aspects of dredging – Machines, methods and mitigation (IADC/CEDA-nr.4)

1. INLEIDING

1.1. Europese context

De voorliggende studie omvat een "evaluatie-studie" van de milieu-effecten m.b.t. het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde (het aan het getij onderhevige riviergedeelte van het Scheldebekken tussen de Belgisch-Nederlandse grens en de Rupelmonding), rekening houdend met de instandhoudingsdoelstellingen van vogelrichtlijngebieden en habitatgebieden in de Beneden-Zeeschelde.

De studie werd uitgevoerd in het kader van de uitvoeringsverplichtingen van het Vlaams Gewest ingevolge de Europese richtlijn inzake het behoud van de vogelstand (Vogelrichtlijn)¹ en de Europese richtlijn inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (Habitat-Richtlijn)².

Het voorleggen van deze evaluatie-studie behelst een tegemoetkoming aan de bepalingen inzake meldingsplicht en rapporteringsverplichtingen van de Belgische bevoegde autoriteiten (in casu het Vlaamse Gewest) aan de Europese Commissie, overeenkomstig art. 6 van de Habitat-Richtlijn.

In deze studie wordt nagegaan welke de effecten zijn van de terugstortingen van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde op de habitat-gebieden en vogelrichtlijn-gebieden in de omgeving. Hoewel de grenzen van de stortplaatsen voor baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde buiten deze habitat- en vogelrichtlijn-gebieden vallen, dient nagegaan welke de effecten zijn van de terugstortingen die gebeuren in de omgeving van deze gebieden. Het betreft hierbij de habitat-gebieden en vogelrichtlijn-gebieden nabij de rivierzones *Schaar Ouden Doel*, *Plaat van Boomke* en *Punt van Melsele*, die gebruikt worden als stortplaatsen voor baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde.

1.2. Uitvoeren baggerwerken in de Beneden-Zeeschelde is niet nieuw

De baggerspecie - waarvan sprake - komt vrij bij de onderhoudsbaggerwerken in de vaargeul van de Beneden-Zeeschelde en wordt voor het overgrote deel teruggestort in de genoemde rivierzones (stortlocaties), gelegen buiten of op de rand van de vaargeul. De (nautische) noodzaak tot het uitvoeren van deze onderhoudsbaggerwerken in de vaargeul van de Beneden-Zeeschelde t.b.v. het transport te water is niet nieuw, doch is reeds in het verleden ontstaan ingevolge de (toename in) scheepvaart en scheepvaartverkeer en de uitbouw van de aangrenzende Vlaamse havens. Sedert meer dan 100 jaar worden in de vaargeul van de Beneden-Zeeschelde onderhoudsbaggerwerken uitgevoerd teneinde de maritieme toegang naar de havens van Antwerpen en Brussel ten allen tijde op voldoende diepte te houden en de economische concurrentiepositie van deze havens te handhaven. Hiertoe dient aldus frequent gebaggerd te worden op een aantal kritische ondieptes in de vaargeul in de rivier (drempels), alsook in de toegangseuvelen tot de zeesluizen in de Beneden-Zeeschelde.

¹ Richtlijn 79/409/EEG van de Raad van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand - Publicatieblad nr. L 103 van 25/04/1979 - blz. 1-18 ;

² Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna - Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen nr. L 206 van 22/07/1992 - blz. 7 e.v.;

concurrentiepositie van deze havens te handhaven. Hiertoe dient aldus frequent gebaggerd te worden op een aantal kritische ondieptes in de vaargeul in de rivier (drempels), alsook in de toegangseuvelen tot de zeesluizen in de Beneden-Zeeschelde.

1.3. Vergunningsplicht

Het overgrote deel van de bij deze baggerwerken vrijkomende baggerspecie wordt - zoals gezegd - teruggestort op daartoe geschikte locaties in de rivier buiten de vaargeul. Gezien deze laatste activiteit, het terugstorten van de baggerspecie in de rivier waaruit ze afkomstig is, recent in Vlaanderen vergunningsplichtig is geworden - *dit mede ingevolge de aanpassing van het internationale OSPAR-verdrag*³ en de aansluitende wijziging van de Vlarem-wetgeving⁴ - diende een studie uitgewerkt naar de effecten van de terugstortingen van deze onderhoudsbaggerspecie op de habitat-gebieden en vogelrichtijn-gebieden in de Beneden-Zeeschelde.

Gezien voor het terugstorten van baggerspecie in Vlaanderen evenwel nog geen uitgewerkt toetsingskader voorhanden was, werd reeds eerder (anno 1999) door de NV Ecolas in opdracht van de afdeling Maritieme Schelde een voorstel van toetsingskader voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde uitgewerkt.⁵ Het betreft hierbij de uitwerking van een wetenschappelijk onderbouwd beslissingskader met concrete kwantitatieve sedimentkwaliteitscriteria t.b.v. de beoordeling van de ecotoxicologische aanvaardbaarheid inzake het terugstorten van de baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde.

Het moge evenwel duidelijk wezen dat de rechtstreekse opdrachtgever van de betreffende baggerwerken, in casu de afdeling Maritieme Schelde van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, geen rechtstreekse impact heeft op de fysico-chemische kwaliteit van water en waterbodem in de Beneden-Zeeschelde en de hieruit voortvloeiende kwaliteit van de gebaggerde specie. De kwaliteit van de waterbodem in de Beneden-Zeeschelde, alsook dus het gehalte aan microverontreinigingen in de baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde, wordt immers bepaald door andere aspecten zoals *ondermeer* de fluviatiele aanvoer van slib van het opwaartse Scheldebekken naar de Beneden-Zeeschelde, door industriële en huishoudelijke lozingen in het

³ Aan de basis van het OSPAR-verdrag liggen twee eerdere verdragen, met name : 1) het *Verdrag van Oslo* of het *"Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee ten gevolge van het storten vanaf schepen en luchtvaartuigen"*, dat in werking trad dd. 06/04/1974 en werd gewijzigd dd. 02/03/1983 en dd. 05/12/1989 ; en 2) het *Verdrag van Parijs* of het *"Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee vanaf het land"*, dat in werking trad dd. 06/05/1978 en gewijzigd werd dd. 26/03/1986. Het OSPAR-verdrag of het *"Verdrag van Parijs inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan"*, zoals ondertekend dd. 22/09/1992, vervangt de bovengenoemde Verdragen van Oslo en Parijs. De OSPAR-conventie omvat alle contracterende partijen van de Conventie van Oslo en de Conventie van Parijs. Gezien België hier deel van uitmaakt, diende het OSPAR-verdrag aldus ook geratificeerd te worden door de Belgische autoriteiten : Ratificatie van OSPAR-verdrag in Vlaanderen : decreet 19/04/1995 (BS 04/10/1995) ; Wallonië : decreet 06/04/1995 (BS 10/06/1995) ; Brussel : ordonnantie 18/07/1996 (BS 09/08/1996). Ratificatie van OSPAR-verdrag door Belgische regering : wet van 11/05/1995 (BS 31/01/1998).

⁴ Het betreft hierbij 2 wijzigingen van de Vlarem-wetgeving, ingevolge 2 besluiten van de Vlaamse regering terzake. Een eerste aanpassing van de Vlarem-wetgeving terzake werd doorgevoerd bij Besluit Vlaamse Regering dd. 12/01/1999 (B.S. 11/03/1999). Ingevolge dit besluit werd het terugstorten van baggerspecie in de rivier waaruit ze afkomstig is, ingedeeld als inrichting van "klasse 3" in de Vlarem-indelingslijst onder rubriek 2.3.7 b), hetgeen betekende dat voor deze activiteit een meldingsplicht bij de betrokken gemeenten gold. Een tweede aanpassing van de Vlarem-wetgeving terzake omvatte de wijziging van het Besluit v/d Vlaamse Regering dd. 12/01/1999 (B.S. 11/03/1999) door het Besluit v/d Vlaamse Regering dd. 15/06/1999 (B.S. 04/09/1999). Ingevolge dit laatste besluit werd het terugstorten van baggerspecie ingedeeld in de Vlarem-indelingslijst als inrichting van "klasse 2" i.p.v. "klasse 3", hetgeen betekende dat deze activiteit thans "vergunningsplichtig" geworden is i.p.v. "meldingsplichtig".

⁵ Uitwerking vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de "maritieme zone" zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs - NV Ecolas - februari 2000.

Scheldebekken, door erosie van bodemmateriaal, en andere slibbronnen of verontreinigingsbronnen. De baggerwerken in de Beneden-Zeeschelde dienen in deze context aldus als "end-of-pipe" te worden gesitueerd.

1.4. De opdrachthouder

Deze studie werd uitgevoerd door International Marine and Dredging Consultants NV (IMDC). Voor de chemische karakterisatie van de Beneden-Zeeschelde en de ecotoxicologische afweging werd beroep gedaan op de expertise van Ecolas NV. De studie is gebaseerd op gegevens van en is uitgevoerd in samenwerking met het Instituut voor Natuurbehoud, Universitaire Instelling Antwerpen (UIA, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer), de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) en de Afdeling Maritieme Schelde.

2. SITUERING VAN HET PROJECT

2.1. Historiek van de baggerwerken

2.1.1. Algemene beschouwingen

De natuurlijke dieptes in het Schelde-estuarium zijn onvoldoend om een vrije scheepvaart te kunnen waarborgen voor de zeer grote en moderne internationale scheepvaart. Daarom werd de vaargeul tijdens de afgelopen 50 jaar systematisch aangepast aan de noden van de scheepvaart op elk ogenblik. Dit betekende dat de vaargeul op de meest kritische punten telkens werd verdiept in functie van de (scheepvaart)noden op dat ogenblik.

Echter gezien er in normale omstandigheden ook zeer grote volumes sedimenten in suspensie bewegen in het estuarium is de natuurlijke tendens er één van weerstand aan deze artificiële veranderingen zodat de verdiepte zones ook systematisch opnieuw aanzanden. Om de breedte en diepte van de vaargeul naar de haven van Antwerpen te kunnen waarborgen zijn er permanente onderhoudsbaggerwerken noodzakelijk in de Westerschelde op Nederlands grondgebied en in de Beneden Zeeschelde op Belgisch grondgebied.

In dit overzicht beperken wij ons tot de werken op Belgisch grondgebied waar tijdens de afgelopen 115 jaar (tot en met 2000, uit de jaarlijkse verslagen baggeractiviteiten Afdeling Maritieme Schelde) in het totaal reeds ca 195 miljoen m³ gebaggerd werd of gemiddeld ca 1,9 miljoen m³ per jaar met een minimum van 1 en een maximum van 4.1 miljoen m³/jaar. Meer details (tot 1987) kunnen gevonden worden in Belmans (1988).

2.1.2. Lange Termijn

De geschiedenis van de baggerwerken gaat terug tot het begin van deze eeuw. Zonder baggerwerken zou de natuurlijke diepte op de verschillende drempels in Wester- en Beneden Zeeschelde variëren tussen 5 en 9 meter onder laag water.

De eerste baggerwerken werden gerealiseerd in 1885 op de drempel van Krankeloon met het oog op de instandhouding van de geul naar de scheldekaaian. Sinds 1890 kan er van min of meer systematische onderhoudsbaggerwerken gesproken worden met een jaarlijkse frequentie waarbij er tot de eerste wereldoorlog 1 à 2 miljoen m³ per jaar gebaggerd werd. Vanaf 1902 wordt er op de drempel van Zandvliet gebaggerd; vanaf 1905 ook op Nederlands grondgebied gebaggerd (Drempel van Bath) en reeds vanaf 1907 op de drempel van Valkenisse.

Na de eerste wereldoorlog is er een terugval tot ca 0.5 miljoen m³/jaar maar vanaf 1928 als de Kruisschanssluis gebouwd wordt stijgen de onderhoudsvolumes tot 3 à 4 miljoen m³/jaar waarvan 1 miljoen op Belgisch grondgebied. Na 1950 tot aan de bouw van de Boudewijnsdijk in 1960 stijgt het volume tot 5 à 7 miljoen m³/jaar waarvan ca 2 miljoen m³ op Belgisch grondgebied.

In deze periode wordt jaarlijks 1 à 1,5 miljoen m³ opgespoten ten behoeve van stadsuitbreiding; meestal op de linker Scheldeoever.

2.1.3. Recente Historiek

Na 1960 groeide de hoeveelheid baggerwerken geleidelijk met als significant jaartal 1967 wanneer de Zandvlietdijk geopend wordt die op dat ogenblik de grootste ter wereld is. De onderhoudsbaggerwerken worden geïntensifieerd en er wordt overgeschakeld van dagregime op een doorlopend werkregime gedurende de 5 dagen per week (120 u).

Globaal stijgen de jaarlijkse onderhoudsbaggerwerken in deze periode tot 14 à 15 miljoen m³. Op Belgisch grondgebied is er in de periode 1967 tot 1971 een significante stijging te merken tot ca 10 miljoen m³ maar nadien daalt het volume onderhoudsbaggerwerk in België naar 2 à 3 miljoen m³. Gemiddeld werd tijdens deze periode ca 4 miljoen m³/jaar gebaggerd op Belgisch grondgebied.

Tot 1970 werd een belangrijk deel van de (Belgische) gebaggerde specie uit de rivier verwijderd en gebruikt voor opspuitingswerken maar vanaf 1975 daalt het opgespoten volume snel dit omdat de zandbehoeften in het havengebied min of meer wegvallen.

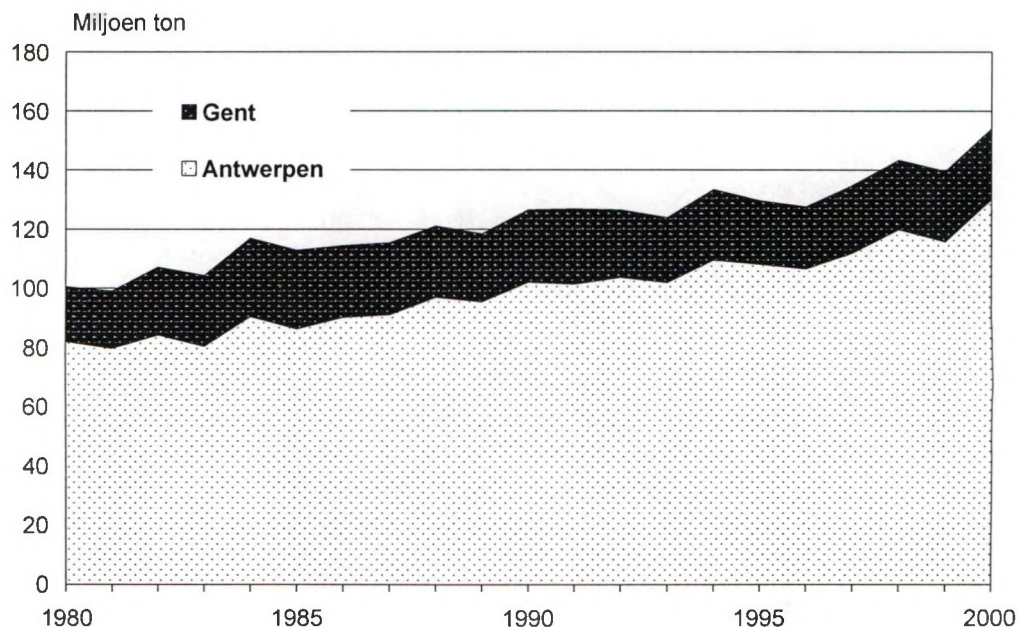
Vanaf 1980 daalde het volume onderhoudsbaggerwerk op Belgisch grondgebied opnieuw tot 2,5 miljoen m³ tijdens de tachtiger jaren en tot 2,3 miljoen m³ tijdens de jaren negentig. Tijdens de laatste drie jaren (1998 – 2000) ligt het gemiddeld volume op ca 3 miljoen m³/jaar.

2.2. Belang van de Westerschelde voor de Vlaamse economie

2.2.1. Poorten voor het internationale handelsverkeer van Vlaanderen

De Westerschelde vormt de toegang tot twee grote Vlaamse zeehavens, Antwerpen en Gent. In 2000 werden in deze beide havens ongeveer 90 miljoen ton goederen van over zee aangevoerd, terwijl 60 miljoen ton naar overzeese bestemmingen werden afgevoerd, samen goed voor een overslag van meer 150 miljoen ton. De Scheldehavens zijn also een cruciaal knooppunt in het internationale handelsverkeer van Vlaanderen en België.

Sinds 1980 is het overslagvolume in de havens van Antwerpen en Gent met meer dan 50% toegenomen. De stijging was meer uitgesproken in Antwerpen (+60%) dan in Gent (+30%), dat in de eerste helft van de jaren 1990 een terugval kende en slechts in de laatste jaren zijn dynamiek herwonnen heeft (zie Figuur 2-1). De Vlaamse Scheldehavens groeiden over deze periode sneller dan het gemiddelde van de grote havens in de Le Havre-Hamburg range.

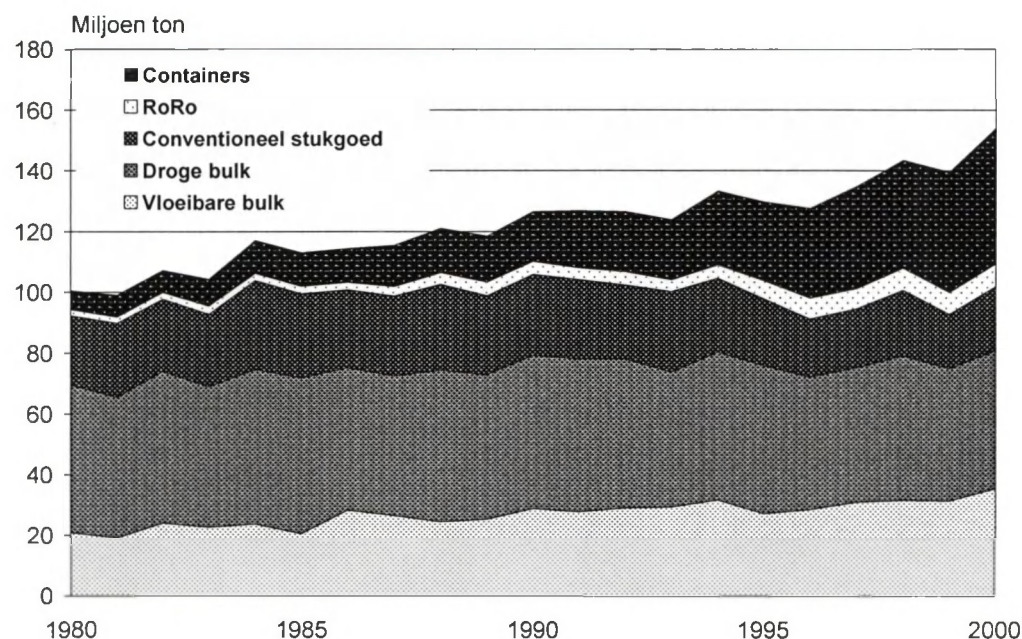


Bron: *Bewerking van gegevens van havenbesturen Antwerpen en Gent.*

Figuur 2-1: Maritieme overslag in de Vlaamse Scheldehavens (1980-2000)

Een nadere blik op de sterke groeicijfers van de Vlaamse Scheldehavens over de periode 1980-2000 leert dat deze grotendeels toe te schrijven zijn aan de toename van het gecontaineriseerd vervoer. Het vervoer van vloeibare bulkproducten (petroleumproducten en chemicaliën) groeide gestaag, maar deze stijging werd goeddeels gecompenseerd door een inkrimping van de

overslag van droge massagoederen (erts en kolen). Het conventioneel stukgoedverkeer (d.w.z. goederen samengebonden of verpakt in zakken of op paletten) stagneerde, omdat deze goederen in toenemende mate in containers vervoerd worden. Roll-on/roll-offvervoer kende wel een sterke stijging, maar vertegenwoordigt nog altijd een redelijk klein aandeel in het totale havenverkeer. Rest dus containers als belangrijkste groeifactor. Tussen 1980 en 2000 nam het overslagvolume in de Vlaamse Scheldehavens toe met 54 miljoen ton, waarvan 26 miljoen ton gesitueerd in de periode 1980-1990 en 28 miljoen ton in 1990-2000. De overslag van containers nam 38 miljoen ton van deze stijging voor zijn rekening, namelijk 10 miljoen ton in 1980-1990 en 28 miljoen ton in 1990-2000. Dit betekent dat in het laatste decennium het containerverkeer voor vrijwel de gehele groei van de Vlaamse Scheldehavens instond (zie ook Figuur 2-2).



Bron: Bewerking van gegevens van havenbesturen Antwerpen en Gent.

Figuur 2-2: Maritieme overslag in de Vlaamse Scheldehavens per verschijningsvorm (1980-2000)

In 1980 vertegenwoordigde stukgoed (conventioneel, gecontaineriseerd en roll-on/roll-off) ongeveer 30% van het overslagvolume van de Vlaamse Scheldehavens. Een vijfde hiervan was gecontaineriseerd. In 2000 was het aandeel van stukgoed gestegen tot bijna 50% (in Antwerpen zelfs meer dan 50%), waarvan drie vijfden gecontaineriseerd. Gedurende twee decennia lang groeide de overslag van containers in de Vlaamse Scheldehavens (eigenlijk Antwerpen, daar het maritieme containerverkeer in de haven van Gent marginaal is) met gemiddeld meer dan 10% per jaar. Dit spectaculaire groeitempo vertoont bovendien nog geen enkel teken van afzwakking.

Het toenemend belang van stukgoed (en containers in het bijzonder) en het krimpend aandeel van massagoederen in het totale overslagvolume van de Scheldehavens is een uiting van het veranderende karakter van hun rol voor de Vlaamse economie. De traditionele functie als aanvoerhaven van grond- en energiestoffen blijft bestaan, maar wordt geleidelijk minder belangrijk omdat de materiaal- en energie-intensiteit van hoogontwikkelde economieën, zoals de Vlaamse, stelselmatig vermindert. De havens spelen daarentegen een groeiende rol in de internationale handel in afgewerkte producten (namelijk consumptie- en investeringsgoederen,

en componenten daarvan) tussen geïndustrialiseerde landen. Door de toenemende economische integratie tussen de geïndustrialiseerde regio's in de wereld (Europa, Noord-Amerika, Japan en Zuidoost-Azië) stijgt het volume van hun onderlinge handel zelfs sneller dan de algemene economische groei. Daarenboven zijn er ook een aantal minder ontwikkelde landen en regio's, waarvan de economieën zich in snel tempo voor internationale handel openstellen, en die zich richten op de grote geïndustrialiseerde blokken. Voorbeelden zijn het Middellandse Zeegebied, China, India, Latijns-Amerika,...

In tegenstelling met de aanvoer van grond- en energiestoffen, gaat het bij de internationale handel en transport van afgewerkte producten om tweerichtingsverkeer, dus zowel in- als uitvoer. Bij het containerverkeer in Antwerpen overschrijdt de afvoer (in ton) zelfs de aanvoer.

2.2.2. Gewicht van de Scheldehavens in de Vlaamse economie

Er zijn verschillende wijzen waarop de Scheldehavens tot de Vlaamse economie en welvaart bijdragen, en ook verschillende manieren om die bijdrage te ramen en te berekenen.

Vanuit een eerste invalshoek kan gekeken worden naar de werkgelegenheid en de toegevoegde waarde die door de economische activiteiten in de haven gecreëerd worden. Het gaat hier zowel om de zuivere havenactiviteiten (d.w.z. overslag van goederen en aanverwante activiteiten) als om de in het havengebied gevestigde industrie die van maritieme aan- en afvoer gebruik maakt. Verder kan een onderscheid gemaakt worden tussen directe en indirecte werkgelegenheid en toegevoegde waarde. De directe werkgelegenheid is die gecreëerd in het havengebied zelf. Daarenboven wordt er door de havenactiviteiten nog eens werkgelegenheid gecreëerd buiten het havengebied in toeleverende bedrijfstakken, zoals hinterlandvervoer, diensten aan bedrijven, onderhoud aan machines, enz. Een voorbeeld uit het wegvervoer toont dit duidelijk aan. Uit een enquête van de Nationale Bank van België bij Belgische wegvervoerbedrijven bleek dat 12,4% van de toegevoegde waarde in de Belgische wegvervoersector toe te schrijven is aan transporten van, naar of binnen de Antwerpse haven. Dit vertegenwoordigde in 1998 een toegevoegde waarde van 12 miljard BEF en een werkgelegenheid van 4800 personen. Drie vijfden hiervan kwamen voor rekening van het containervervoer.⁶

De resultaten van de raming van het economisch belang van de Vlaamse Scheldehavens volgens deze invalshoek worden voorgesteld in Tabel 2-1. De gegevens over de directe economische betekenis van de havens van Antwerpen en Gent werden bekomen uit de jaarlijkse rapporten van de Nationale Bank van België. De indirecte effecten werden geraamd op basis van multiplicatoren die in eerdere studies afgeleid werden (de bronnen worden onder de tabel in detail beschreven).

De havens van Antwerpen en Gent boden in 1998 werkgelegenheid aan ongeveer 80.000 mensen. Als bovendien de indirecte werkgelegenheid in de toeleverende bedrijfstakken in rekening gebracht wordt, komt men tot een totale werkgelegenheid van 153.000 personen die als gevolg van de havenactiviteiten tot stand komt. Deze produceerden tezamen een toegevoegde waarde van 12,6 miljard Euro. Een groot deel van de toevoegde waarde vloeit als inkomen naar de overheid, vooral onder de vorm van inkomensbelasting en bijdragen aan de Sociale Zekerheid. Als gevolg van de havenactiviteiten realiseert de overheid, direct en indirect, inkomsten van 5,7 miljard Euro per jaar. Het gros hiervan wordt door de federale overheid geïnd.

⁶ Nationale Bank van België (2000), *Het economisch belang van de haven van Antwerpen, boekjaar 1998*. In totaal werden 347 bedrijven aangeschreven waarvan er 195 antwoordden, na selectie (geen of onduidelijk antwoord, geen transportactiviteit, zeer specifieke transporten) bleven 167 antwoorden over. Dit betekent een dekkingsgraad van 61,1% van de totale omzet en 63,5% van de tewerkstelling in 1998.

Tabel 2-1: Economisch belang van de Scheldehavens voor Vlaanderen

		Antwerpen	Gent	Totaal
Overslag*	<i>Miljoen ton/jaar</i>	130	24	154
Werkgelegenheid**	<i>Aantal</i>			
Direct		55.000	25.000	80.000
Indirect		52.000	21.000	73.000
Totaal		107.000	46.000	153.000
Toegevoegde waarde**	<i>Miljard Euro/jaar</i>			
Direct		6,2	2,2	8,4
Indirect		3,2	1,0	4,2
Totaal		9,5	3,1	12,6
Overheidsinkomsten**	<i>Miljard Euro/jaar</i>			
Direct		3,2	1,1	4,2
Indirect		1,2	0,3	1,5
Totaal		4,3	1,4	5,7

* 2000 ** 1998

Bronnen: De gegevens over het directe economische belang van de havengebonden activiteiten in de havens van Antwerpen en Gent zijn afkomstig uit de jaarlijkse rapporten opgesteld en gepubliceerd door de Nationale Bank van België. De meest recente rapporten verschenen in 2000 en hebben betrekking op het boekjaar 1998. Het gaat om Het economisch belang van de haven van Antwerpen - Boekjaar 1997 en Het economisch belang van de haven van Gent - Boekjaar 1997.

De indirecte effecten werden berekend met behulp van multiplicatoren die de relatie weergeven tussen de totale effecten (met inbegrip van de activiteiten in de toeleveringsbedrijven) en de directe effecten (d.w.z. enkel de havengebonden bedrijven). Aparte multiplicatoren voor de havendiensten en de havengebonden industrie in Antwerpen werden overgenomen uit een studie van C. Peeters et alii, De haven als economische motor van de regio: Financieel-economische relaties van de mainport Antwerpen met haar omgeving, Garant, 1995. Om de indirecte effecten van de haven van Gent te schatten werden dezelfde multiplicatoren als bij Antwerpen toegepast. De gemiddelde multiplicatoren van de havens van Antwerpen en Gent zijn niettemin verschillend omdat het relatief belang van havendiensten en havenindustrie in beide havens niet gelijk is. De indirecte effecten hebben eigenlijk betrekking op België. Men kan vermoeden dat ze grotendeels in Vlaanderen optreden.

2.2.3. Bijdrage van de Scheldehavens tot de productiviteit van de Vlaamse economie

De eerste invalshoek kijkt naar het gewicht van de activiteiten in de Scheldehavens in de totale Vlaamse economie. Hoewel dit zeker een belangrijke maatstaf is voor het economisch belang van de Scheldehavens, mag het natuurlijk geen beleidsdoelstelling zijn om het gewicht van een bepaalde sector (de havens of eender welke andere bedrijfstak) zo groot mogelijk te maken. Dat op zichzelf leidt immers tot geen enkele verhoging van de welvaart. Het uiteindelijke economisch belang van de Scheldehavens ligt in hun bijdrage tot de totale productiviteit van de Vlaamse economie. Vanuit deze tweede invalshoek springen twee functies van de havens in het oog. Ten eerste is er hun rol in de doorvoer van maritieme goederen naar het Europese hinterland (vooral regio's in Duitsland en Frankrijk, maar ook in andere Europese landen), en alle activiteiten die daarmee samenhangen: behandeling, opslag, landtransport,... Deze logistieke dienstverlening vormt een belangrijk exportproduct van Vlaanderen, waarmee valuta worden verdiend om de invoer te betalen. Het betreft bovendien een exportsector waarin Vlaamse bedrijven een hoge productiviteit hebben.

Nog belangrijker echter is de functie die de Scheldehavens vervullen voor de Vlaamse bedrijven. De Vlaamse bedrijven maken gebruik van de Scheldehavens voor de invoer van grondstoffen en componenten en de uitvoer van hun afgewerkte producten. Mochten de

Scheldehavens er niet zijn, dan zouden zij voor hun in- en uitvoer op andere havens aangewezen zijn, namelijk de Vlaamse kusthavens (Zeebrugge en Oostende) of havens in het buitenland. In veel gevallen zou het dan noodzakelijke landtransport langer en duurder zijn, wat de concurrentiepositie van de bedrijven op de internationale markten zou schaden. Dit is des te waarschijnlijker omdat de havens van Antwerpen en Gent zeer landinwaarts gelegen zijn, en reeds het knooppunt van een omvangrijk hinterlandtransportnetwerk vormen.

Het is zonder diepgaande studies en uitgebreide gegevensverzameling niet mogelijk om de totale economische waarde van de Vlaamse Scheldehavens volgens deze tweede invalshoek in te schatten. Het is overigens wel de invalshoek die gebruikt wordt in maatschappelijke kosten-batenanalyses van haveninvesteringen, maar dan slechts voor één investeringsproject en niet voor de gehele haven.

2.2.4. Belang van de toegankelijkheid voor de Scheldehavens

Wanneer de Scheldehavens hun functie als motor van de Vlaamse en Belgische economie willen blijven kunnen vervullen is voldoende toegelaten diepgang in de toegangseul van primordiaal belang.

In de containervaart heeft zich de jongste jaren een snelle schaalvergroting voorgedaan, waarbij de diepgang van de ingezette schepen fors toegenomen is. De gemiddelde maximale diepgang van de schepen ingezet op de route Europa-Azië overtreft nu reeds de tij-ongebonden toegankelijkheid van de haven van Antwerpen.

Tabel 2-2 geeft een overzicht van de globale verdeling van de capaciteit per scheepstype in de containervaart. Uit de tabel blijkt een snelle toename van het aandeel van de containerschepen van de 4^{de} generatie en later in de totale capaciteit van de wereld containervloot. Een haven die een volwaardige rol wil spelen in het transcontinentale handelsverkeer dient dan ook in staat te zijn deze op vlotte wijze te kunnen ontvangen.

Tabel 2-2: Ontwikkeling van de globale cellulaire containervloot naar grootteorde

	1994		1997		1999	
	1000 TEU	%	1000 TEU	%	1000 TEU	%
onder 1000 TEU	317,7	13,1%	431,3	12,1%	509,9	12,0%
1000-2000 TEU	714	29,5%	1005,5	28,2%	1124,7	26,5%
2000-3000 TEU	653,5	27,0%	877,2	24,6%	917,2	21,6%
3000-4000 TEU	551,4	22,8%	696,6	19,5%	740,9	17,5%
boven 4000 TEU	183,8	7,6%	552,8	15,5%	944,4	22,3%
Totaal	2420,4	100,0%	3563,4	100,0%	4237,1	100,0%

Bron: Ocean Shipping Consultants, 2000

Deze grote schepen vereisen echter een grotere diepgang zowel in de toegangseul van de havens als in de dokken.

Tabel 2-3 geeft een overzicht van de afmetingen van de typische containerschepen per categorie (generatie). De meeste grote containerschepen hebben dus een maximale diepgang die aanzienlijk boven de 11m60 tijongebonden diepgang ligt, die de Antwerpse haven momenteel onder alle omstandigheden zou moeten kunnen aanbieden in haar toegangseul.

Tabel 2-3: *Typische afmetingen van containerschepen van verschillende generaties*

Generatie	Teu capaciteit	DWT (ton)	Lengte	Breedte	Maximale Diepgang
1 ^{ste}	1000	19000	170	25,0	9,5
2 ^{de}	2000	32000	255	32,2	11,0
3 ^{de}	3000	58000	290	32,2	13,0
4 ^{de}	4000	52000	275	37,2	13,6
5 ^{de}	5300	66000	280	40,0	12,2
6 ^{de}	6000	81500	318	42,8	14,0
7 ^{de}	7000	98000	350	42,8	14,5

Wanneer, door het niet uitvoeren van de noodzakelijke baggerwerken om de toegangsgeul vrij te houden, de toegelaten diepgang van de schepen die de Antwerpse haven aandoen sterk vermindert, zal dit de aanloop van de grotere schepen sterk bemoeilijken, of zelfs onmogelijk maken. Dit kan een nefaste impact hebben op de trafiek die de Antwerpse haven kan aantrekken en aldus op haar functie als motor van de Vlaamse economie. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de meest afwaarts gelegen drempel op Belgisch grondgebied een sleutelrol speelt : indien de Drempel van Zandvliet niet op diepte wordt gehouden, zijn alle baggerinspanningen op de Westerschelde nutteloos en kan de diepgang naar Antwerpen niet gegarandeerd worden.

Rekening houdend met de strakke vaarschema's die de containerlijndiensten aanhouden en de, naar globale normen bekeken, reeds beperkte beschikbare diepgang waarmee de schepen die Antwerpen aandoen geconfronteerd worden, dient elke bijkomende vermindering van diepgang vermeden te worden. Dit wordt nog versterkt door de overvloedig aanwezige uitwijkmogelijkheden (Rotterdam, Amsterdam, Hamburg) en de strategie van de rederijen.

2.2.5. Besluit

De Vlaamse Scheldehavens vervullen een zeer belangrijke bijdrage in de creatie en het behoud van de Vlaamse welvaart. Maatstaven (hetzij onvolmaakt en onvolledig) van dit economisch belang zijn het groeiende overslagvolume, en de werkgelegenheid en toegevoegde waarde die in de havens van Antwerpen en Gent gecreëerd worden.

Zeker in de laatste tien jaren heeft de groei van de maritieme overslag zich uitsluitend gesitueerd in het containervervoer. De overslag van bulkgoederen blijft ongeveer constant in absolute termen (ton), en ziet zijn aandeel in de totale overslag afnemen. Daar tegenover staat een groeiend belang van stukgoederen, die nu reeds zo'n 50% van het overslagvolume in de Scheldehavens uitmaakt (in vergelijking met slechts 30% in 1980). Binnen de stukgoederen stijgt het gecontaineriseerd aandeel snel, dat nu ongeveer op 60% staat (tegenover 20% in 1980).

Het groeiend belang van het stukgoedverkeer (en in het bijzonder containers) getuigt van de veranderende structuur van de wereldeconomie en van de overeenkomstig veranderende rol van de zeehavens in de Europese (en ook Vlaamse) economieën. Van aanvoerhaven voor grond- en energiestoffen worden zij meer en meer knooppunten in de internationale handel in afgewerkte producten tussen geïndustrialiseerde landen. Deze ontwikkeling is het gevolg van een aantal fundamentele trends in de wereldeconomie, waarvan de dalende materiaal- en

energie-intensiteit van hoogontwikkelde economieën en de toenemende globale economische integratie de belangrijkste zijn.

Volgende diepte in de maritieme toegangsweg, om de haven van Antwerpen voor de scheepvaart toegankelijk te houden, is primordiaal om haar functie als toegangspoort te kunnen blijven vervullen.

2.3. Beschrijving van de baggerwerken

2.3.1. Inleiding

De baggerwerken in de maritieme toegangsweg tot de haven van Antwerpen concentreren zich in hoofdzaak op de plaatsen waar de rivier van nature het ondiepst is en met name op de drempels. Dit zijn de rechte gedeelten van de rivier gelegen tussen twee opeenvolgende bochten. Hier dient bijgevolg benadrukt te worden dat de baggerwerken zich voornamelijk concentreren op een beperkte lengte van het ganse estuarium en zich niet gelijkmatig uitspreiden over de volledige lengte van de rivier.

Daar waar de ebstroming grotendeels de vaargeul volgt (en ook ebgeul genoemd wordt) volgt de vloed eerder het korst mogelijke traject zodat uitschuring van de platen ontstaat, vloedscharen genoemd.

Voor de Beneden Zeeschelde betreft dit vooral de Drempel van Zandvliet afwaarts de zeesluizen van Zandvliet en Berendrecht en de drempels van Frederik, Lillo en de Parel opwaarts het zeesluizencomplex tot aan de Kallosluis op de linker Scheldeoever. Verder opwaarts zijn er nog drempels maar het belang hiervan voor de scheepvaart naar de Antwerpse haven is verminderd sinds de in gebruikname van de grote sluizen naar de haven van Antwerpen en opnieuw toegenomen sinds de opening van de Wintamsluis in 1998. Sinds de ingebruikname van de zeesluis te Wintam is het belang van de opwaartse sectie weer toegenomen. Toch moet erop gewezen worden dat er sedimentatie kan plaatsgrijpen over de ganse lengte van de vaargeul en dat elke sedimentatie in de vaargeul die hindelrijk is moet gebaggerd worden om de scheepvaart ongehinderd te laten doorgaan.

Naast de baggerwerken op de drempels is het soms nodig om een plaatrand te corrigeren als de plaat te ver in de richting van het vaarwater doordringt. Dit zijn echter slechts relatief beperkte volumes in vergelijking met deze op de drempels.

Tenslotte zijn ook onderhoudsbaggerwerken noodzakelijk in de toegangseulen tot de sluizen, meer bepaald deze van Zandvliet-Berendrecht, Van Cauwelaert-Boudewijn, Kallo en Royers. Het betreft hier uitsluitend slib.

De gebaggerde specie moet op zodanige wijze worden afgevoerd dat ze geen hinder meer vormt voor de hoofdvaarweg en dat de economische en ecologische impact zo beperkt mogelijk blijft. Het spreekt voor zichzelf dat in het verleden de financiële implicaties van doorslaggevende aard waren bij de keuze van bergingszone en baggertuig. Recentelijk hebben echter ook de ecologische implicaties aanzienlijk aan belang gewonnen bij deze keuzes.

Voor de berging zijn in principe drie mogelijkheden:

1. Levering aan zandwinbedrijven voor economische exploitatie
2. Gebruik van het zand aan de wal (bv voor het ophogen van woongebieden of industrieterreinen of dijkverhogingen)
3. Terugstorten in de rivier op plaatsen waar dit geen probleem oplevert voor het behoud van de vaargeul.

Bij de aanvang van de onderhoudsbaggerwerken werd er vooral gebruik gemaakt van de eerste optie omdat toen de baggerwerken werden uitgevoerd met relatief kleine schepen waarbij de specie in beun werd geladen en er bijgevolg de mogelijkheid bestond om ze aan de wal te brengen.

Tijdens de zestiger en zeventiger jaren werd vooral voor de tweede optie gekozen omdat er toen zeer grote behoeften aan zand waren voor de ophoging van (industriële) haventerreinen op linker en rechter Scheldeoever.

Tijdens de afgelopen 20 jaar wordt veeleer voor het terugstorten in de rivier geopteerd om zo het hydraulisch en morfologisch evenwicht van de rivier in stand te houden.

De belangrijkste stortplaatsen in de Beneden Zeeschelde zijn de Schaar van de Ouden Doel en de omgeving van de Plaat van Boomke (Plaat vn Boomke en Punt van Melsele). In de eerste zone wordt vooral de zandige specie gestort en op de tweede plaats de slibrijke specie.

In de volgende tabellen wordt een overzicht gegeven van de bagger- en stortvolumes in de Beneden Zeeschelde sinds de aanvang van de onderhoudsbaggerwerken.

De gebaggerde volumes worden aangegeven in miljoen m³ per jaar. Het betreft hier m³ in beun voor de zandige specie en equivalente m³ met een densiteit van 2t/m³ voor slibspecie. Deze laatste kunnen omgerekend worden naar ton droge stof door het equivalente volume te vermenigvuldigen met een factor 1,625 ton/m³. In situ is de densiteit echter veeleer 1,2 à 1,4 ton/m³ zodat het volume in situ 4 tot 5 maal groter is dan het equivalente volume dat gebruikt wordt voor de contractuele betalingen.

De tabel toont aan dat er in de loop der jaren belangrijke schommelingen zijn opgetreden in het gebaggerde volume. De maxima liggen in de zeventiger jaren toen er een grote vraag naar zand was voor de ophoging van de terreinen.

De minimum en maximum waarde in deze tabel betreft de periode sinds 1991. Het is van belang om de variatie te illustreren die optreedt tussen de verschillende jaren. De maximale baggervolumes zijn 3 keer hoger dan de minimale (en in het verleden lag deze verhouding nog hoger).

Tabel 2-4: Overzicht van de baggerhoeveelheden in de Beneden Zeeschelde (in miljoen m3 per jaar)

JAAR	Drempel van Zandvliet	Plaat van Doel	Drempel van Frederik	Drempel van Lillo	Drempel van De Parel	Diverse	Opwaarts Kallo	TOTAAL
1885-1940	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	0,9
1941-50	0,6	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	1,0
1951-60	0,6	0,0	0,2	0,3	0,1	0,0	0,6	1,8
1961-70	1,2	0,2	0,5	0,7	0,3	0,1	0,8	3,8
1971-80	1,9	0,1	0,3	0,6	0,5	0,1	0,2	3,6
1981-90	1,1	0,0	0,3	0,4	0,2	0,1	0,4	2,5
1991-00	1,1	0,0	0,3	0,3	0,2	0,4	0,0	2,3
TOTAAL	77,16	2,64	19,6	29,3	16	7,3	45,6	197,6
(%)	39%	1%	10%	15%	8%	4%	23%	100%
Gemiddeld	0,7	0,03	0,2	0,3	0,2	0,1	0,4	1,9
PERIODE 1991-2000								
1991	1,2	0,1	0,1	0,1	0	0,2	0	1,7
1992	0,9	0	0,3	0,5	0,2	0,1	0	2
1993	0,9	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0	1,7
1994	0,7	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1	0,0	1,1
1995	1	0	0,2	0,3	0,1	0,3	0	1,9
1996	0,9	0	0,1	0,2	0,1	0,8	0	2,1
1997	1,4	0	0,5	0,2	0,3	0,5	0	2,9
1998	1,4	0	0,6	0,3	0,4	0,6	0	3,3
1999	1,3	0	0,5	0,4	0,3	0,6	0	3,1
2000	1,1	0,0	0,6	0,6	0,3	0,4	0	3,0
Min(1991-2000)	0,66	0	0,1	0,1	0	0,1	0	1,1
Max(1991-2000)	1,4	0,2	0,6	0,6	0,4	0,8	0	3,3

Tabel 2-5: Overzicht van de gestorte hoeveelheden in de Beneden Zeeschelde (in miljoen m³ per jaar)

JAAR	Schaar van Ouden Doel	Plaat van Boomke	Onbekend	Opwaarts Kruisschans	TOTAAL
Voor 1940	0,0	0,2	0,6	0,0	0,9
1941-50	0,3	0,1	0,6	0,0	1,0
1951-60	0,4	0,1	1,3	0,0	1,8
1961-70	0,5	0,1	3,1	0,0	3,8
1971-80	1,2	0,2	2,4	0,0	3,8
1981-90	1,5	0,2	0,9	0,0	2,5
1991-2000	1,7	0,5	0,0	0,0	2,3
TOTAAL	56	26,1	116,5	0,2	198,8
(%)	28%	13%	59%	0%	100%
Per jaar	0,5	0,2	1,1	0,0	1,9
	PERIODE 1991-2000				
1991	1,4	0,2	0,0	0,1	1,7
1992	1,5	0,5	0,0	0	2
1993	1,5	0,2	0,0	0	1,7
1994	0,8	0,3	0,0	0	1,1
1995	1,6	0,4	0,0	0	2
1996	1,2	0,8	0,1	0	2,1
1997	2,4	0,5	0,0	0	2,9
1998	2,7	0,5	0,0	0,1	3,3
1999	2,4	0,7	0,0	0	3,1
2000	1,8	1,2	0,0	0	3
Min(1991-2000)	0,8	0,2	0,0	0,1	1,1
Max(1991-2000)	2,7	1,2	0,1	0,1	3,3

Ook de gestorte hoeveelheden worden aangegeven in miljoen m³. Voor de zandspecie (gestort in de Schaar van Ouden doel) zijn dit de m³ die gemeten werden in het beun van het schip omdat het hier zandige specie betreft. Voor de Plaat van Boomke (en Punt van Melsele) betreft het slibrijke specie die gemeten wordt in equivalente m³ (omgerekend naar een standaard densiteit van 2 ton/m³). Op deze plaats wordt er gemiddeld 200.000 equivalente m³ gestort. Dit is 325.000 ton droge stof en ca 1 miljoen m³ in situ.

Opnieuw moet de aandacht getrokken worden naar de grote variaties die kunnen optreden tussen de verschillende jaren, waarbij voor de laatste 10 jaar het verschil tussen maximum en minimale gestorte hoeveelheid een factor 3 bedraagt

Verder moet er opgemerkt worden dat er de laatste 3 à 5 jaar wordt vastgesteld dat er meer en meer slibrijke specie wordt gebaggerd tijdens de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden-Zeeschelde. De baggerwerken die reeds in 2001 werden uitgevoerd bevestigen dit : van januari tot maart werden er reeds ca 700.000 equivalente m³ slib gebaggerd en slechts 100.000 m³ zand. In hoeverre deze tendens zich ook in de verdere toekomst zal doorzetten is onzeker.

2.3.2. Te onderhouden dieptes van de vaargeul

De onderhoudsbaggerwerken in de Beneden-Zeeschelde worden uitgevoerd in de vaargeul van de Beneden-Zeeschelde en kunnen zich in de ganse vaargeul situeren (inclusief de toegangseuilen tot de zeesluizen).

Indien één van de rivierzones binnen deze vaargeul verondiept, wordt deze zone d.m.v. baggerwerken terug op de aan de scheepvaart gegarandeerde diepte gebracht. Daar één ondiepte binnen deze vaargeul de toegelaten diepgang binnen de ganse vaargeul terugschroeft, kunnen de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden-Zeeschelde zich aldus op iedere locatie binnen deze vaargeul situeren.

De breedte van deze vaargeul neemt af van afwaarts naar opwaarts toe als volgt :

- vanaf de Belgisch-Nederlandse grens tot net opwaarts de Europaterminal bedraagt de te onderhouden vaargeulbreedte 300 à 380 m ;
- stroomopwaarts de Europaterminal tot de toegangseuul van de Kallosluis bedraagt de te onderhouden vaargeulbreedte 250 à 300 m ;
- stroomopwaarts de toegangseuul van de Kallosluis tot de toegangseuul van de Royerssluis bedraagt de te onderhouden vaargeulbreedte 170 à 220 m ;
- stroomopwaarts de toegangseuul van de Royerssluis tot de toegangseuul van de zeesluis te Wintam bedraagt de te onderhouden vaargeulbreedte 130 à 180 m.

Binnen deze breedtes, dient de vaargeul onderhouden te worden op welbepaalde, vastgelegde bodemdieptes, die gegarandeerd worden aan de scheepvaart die gebruik maakt van deze vaargeul.

De te onderhouden bodemdieptes binnen deze vaargeul zijn als volgt (van afwaarts naar opwaarts) :

- vanaf de Belgisch-Nederlandse grens tot net opwaarts de Europaterminal bedraagt de te onderhouden bodemdiepte GLLWS - 130 dm (uitzonderingen : 1. Noordzeeterminal : GLLWS - 140dm ; 2. Europaterminal : GLLWS - 140 dm) ;
- stroomopwaarts de Europaterminal tot de toegangseuul van de Kallosluis bedraagt de te onderhouden bodemdiepte GLLWS - 110 dm (uitzonderingen : 1. Toegangseuul Boudewijnsluis : GLLWS - 100 dm ; 2. Toegangseuul Van Cauwelaertsluis : GLLWS - 94 dm) ;
- stroomopwaarts de toegangseuul van de Kallosluis tot het opwaartse einde van de Rede van Antwerpen bedraagt de te onderhouden bodemdiepte GLLWS - 80 dm (uitzonderingen : 1. Toegangseuul Royerssluis : GLLWS - 60 dm ; 2. Staatssteiger : GLLWS - 20 dm) ;
- stroomopwaarts het opwaartse einde van de Rede van Antwerpen tot de toegangseuul van de zeesluis te Wintam neemt de te onderhouden bodemdiepte geleidelijk aan af van GLLWS - 80 dm t.h.v. het einde van de Rede van Antwerpen tot GLLWS - 60 dm t.h.v. de zeesluis te Wintam.

Rekening dient gehouden dat op deze te onderhouden bodemdieptes (gegarandeerde bodemdieptes) t.b.v. de praktische uitvoering van de baggerwerken een overdiepte van 1 meter gehanteerd wordt, d.w.z. wanneer in één van deze rivierzones baggerwerken noodzakelijk zijn omdat de gegarandeerde diepte onderschreden wordt, dan wordt opdracht gegeven om deze rivierzone te baggeren met een maximum toegelaten baggerdiepte gelijk aan de gegarandeerde bodemdiepte plus 1 meter !

De werkelijke bodemdieptes van deze rivierzones schommelen aldus tussen de gegarandeerde bodemdieptes en de gegarandeerde bodemdieptes plus 1 meter. Van nature uit zijn er in de Beneden-Zeeschelde op heel wat plaatsen echter ook grotere bodemdieptes aanwezig.

2.3.3. Basisprincipes bij de planning van de baggerwerken

2.3.3.1. Inleiding

Bij het opmaken van de baggerplanning staat het goede beheer van de Schelde voorop. De Schelde moet haar functies (maritieme toegang, afvoer, ecologie, e.a.) immers nog eeuwenlang vervullen. Daarom moet er vermeden worden dat door ondoordachte ingrepen, om welke reden dan ook, de functies van de Schelde in het gedrang zouden komen. Daarom wordt er bij de planning van de baggerwerken steeds rekening gehouden met de grootschalige natuurlijke morfologische ontwikkelingen in het estuarium. Baggerwerken zijn het meest efficiënt als ze de natuurlijke ontwikkeling begeleiden. Als men tegen de natuurlijke evoluties probeert in te gaan zou dit tot een zeer grote stijging van de baggervolumes aanleiding geven.

2.3.3.2. Beperking van de gebaggerde volumes

Uit economische en ecologische redenen wordt het volume onderhoudsbaggerwerk zoveel mogelijk beperkt. Deze doelstelling wordt nagestreefd op basis van de volgende acties:

1. De eventuele overdiepte (tolerantie) beneden de minimale vaargeuldiepte wordt zo klein mogelijk gehouden. Hierdoor streeft men ernaar dat de diepte van de vaargeul zo dicht mogelijk aansluit bij de minimum gewaarborgde diepte ;
2. De nauwkeurigheid van de hydrografische opmetingen voor en na de baggerwerken wordt zoveel mogelijk opgedreven door gebruik te maken van de meest moderne apparatuur (cfr. bvb. multibeam) ;
3. De grootschalige efficiëntie van de baggerwerken (minimaal volume voor maximale verdieping van de vaargeul) wordt opgevolgd en geoptimaliseerd door de monitoring van het baggerproces (cfr. Bagger Informatie Systeem BIS) ;
4. Het principe van morfologisch baggeren (baggeren als "begeleiding" van de natuur) wordt zoveel mogelijk toegepast.

Het moet hierbij duidelijk zijn dat, al was het maar om financiële redenen, de hoeveelheid baggerwerk steeds tot een minimum wordt beperkt onder de restrictie dat de gewenste diepten voor de scheepvaart worden behouden. Er wordt dus gestreefd naar een zo klein mogelijke baggerinspanning met een zo groot mogelijk "bagger-rendement".

Deze aanpak wordt reeds gevolgd sinds tientallen jaren. Ter illustratie kan er gewezen worden op de bouw van twee strekdammen in de Beneden Zeeschelde in de periode 1965 –1975 (Strekdam van Doel en van de Ballastplaat). Deze strekdammen hebben tot doel om de ebstroom te concentreren in de ebgeul zodat de stroomsnelheid daar verhoogt en er een hogere stroming ontstaat in de vaargeul die de noodzaak aan onderhoudsbaggerwerken vermindert.

2.3.3.3. Voorspelbaarheid van de baggernoden

Als inleiding voor de beschouwingen inzake de noodzaak van de baggerwerken moet er onderlijnd worden dat de toegang tot de havens slechts open is als alle drempels in de vaargeul samen op diepte zijn ; 1 uitzondering (1 drempel die niet op diepte is) maakt de ganse vaargeul onbruikbaar.

Toch is het onmogelijk om te voorspellen waar, wanneer en hoeveel er zal moeten worden gebaggerd. Bijgevolg is het ook onmogelijk om op voorhand en in detail te zeggen welke baggerspecie (hoeveel en van welke baggerzone) in welke stortzone zal moeten geborgen worden. (Er wordt verwezen naar de overzichtstabellen met de gebaggerde en gestorte volumes waar deze variaties duidelijk gezien kunnen worden)

Dit alles is afhankelijk van baggernoodzaak, die op haar beurt afhankelijk is van morfologische en sedimentologische bewegingen in de Schelde, die op hun beurt afhankelijk zijn van weers- en getijomstandigheden enz. Een estuarium is immers een dynamisch en levend gegeven dat niet volledig in wiskundige formules te vatten is.

Daarom moet er een voldoende vrijheid en flexibiliteit voorzien worden die tijdens de sturing en uitvoering v/d baggerwerken kan gebruikt worden door de beheerder van de vaargeul om zo tijdig te kunnen inspelen op elke korte termijn morfologisch ontwikkeling van de rivier (cfr. morfologisch baggeren).

Het baggervolume dat moet opgegraven worden voor het bereiken van de minimale diepte-doelstelling kan van jaar tot jaar sterk variëren en dit ten gevolge van de meteorologische en morfologische randvoorwaarden in het estuarium. Omwille van deze onvoorspelbare variaties in de vereiste baggerinspanningen moet een voldoende ruime marge in de toegelaten maximale hoeveelheid te bergen baggerspecie voorzien worden bij het vastleggen van de vergunningsvoorwaarden.

Gegevens omtrent de toekomst zijn bijgevolg onzeker; wel kan een inzicht verkregen worden op basis van de gegevens uit het verleden die als illustratie kunnen gebruikt worden. De grootste hoeveelheid werd gebaggerd in 1971 (9 miljoen m³ echter veelal als zandwinning voor de ospuiting van haventerreinen) en de kleinste in 1994 (1 miljoen m³) terwijl het gemiddelde ca 2 miljoen m³ bedroeg. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze cijfers contractuele hoeveelheden betreft die wat betreft slibspecie zijn omgerekend naar equivalente m³ met een densiteit van 2 ton/m³ terwijl in situ specie een sterk variabele densiteit kan hebben (tussen 1.15 en 1.8 ton/m³) dit afhankelijk van het tijdsverloop tussen de aanslibbing en de baggerwerken. Gemiddeld ligt de densiteit in het beun (ruim) van de baggerschepen veelal tussen 1.2 en 1.3 ton/m³ voor de slibrijke specie.

2.3.3.4. *Dagelijkse sturing van de baggerwerken*

Gezien de onzekerheid betreffende de korte termijn evoluties van de zand- en slibbewegingen in een estuarium is het belangrijk dat de onderhoudsbaggerwerken constant worden bijgestuurd op basis van zeer frequente hydrografische peilingen. In de Schelde gebeurt dit d.m.v. dagelijkse hydrografische peilingen. De hydrografische metingen worden met behulp van vier uitgeruste peilboten op continue basis gerealiseerd en fungeren als rechtstreekse, dagdagelijkse sturing van de baggerwerken en dit zowel naar noodzaak ("moet er al dan niet gebaggerd worden?"), als naar situering ("waar moet er gebaggerd worden?"), als naar prioritering ("waar moet er eerst gebaggerd worden?"), als naar effect ("is de gewenste diepte bereikt? kan deze diepte gehandhaafd worden en gewaarborgd worden?"). Op deze wijze wordt tevens een controle uitgevoerd op de effecten van de baggerwerken op het natuurlijk systeem van het estuarium.

2.3.3.5. *Baggerfrequentie*

In principe worden er gedurende het ganse jaar bagger- en stortactiviteiten gerealiseerd. De baggeractiviteiten worden uitgevoerd op die plaatsen in de hoofdvaarweg, waar de aanzanding een ondiepte veroorzaakt waardoor de vaart van maatgevende schepen niet meer kan worden gegarandeerd. Dit houdt in dat op sommige drempels en plaatranden slechts gedurende enkele weken per jaar gebaggerd wordt en op andere elke maand. Globaal beschouwd worden er continu onderhoudsbaggerwerken uitgevoerd, gedurende 5 dagen per week, zowel bij dag als bij nacht, en dit onder alle getijomstandigheden.

2.3.4. Baggerzones

In principe is het mogelijk dat er op elke plaats in de Beneden Zeeschelde onderhoudsbaggerwerken noodzakelijk zijn als er sedimentatie in de vaargeul plaatsgrijpt. In de praktijk zijn de sedimentaties meestal beperkt tot een beperkt aantal zones. De voornaamste baggerzone in de Beneden Zeeschelde is de Drempel van Zandvliet die de laatste beperking van de diepte vormt voor de hoofdtoegang tot de haven van Antwerpen. Jaarlijks worden er ca 2 miljoen m³ meestal zandrijke specie gebaggerd in deze zone. Tijdens de laatste jaren is er een tendens waarbij de gebaggerde specie in deze zone meer en meer slib bevat. Het zand wordt getransporteerd naar de nabijgelegen Schaar van Ouden Doel waar het geklept wordt; het slib wordt geklept naast de Plaat van Boomke en aan de Punt van Melsele. De baggerwerken worden uitsluitend gerealiseerd met sleeppopperzuigers.

Een tweede belangrijke reeks baggerzones zijn de verschillende toegangseuilen naar de sluizencomplexen en met name vooral de sluizen van Zandvliet en Berendrecht op de rechter Scheldeoever en de sluis van Kallo op de linker Scheldeoever alsmede de twee grote Containerterminals langs de rivier waar een artificiële verdieping in stand moet gehouden worden. Deze toegangseuilen en de verdiepingen vormen een natuurlijke slibvang in de Beneden Zeeschelde zodat er zich dagelijks grote hoeveelheden slib vanuit de rivier afzetten in deze zones. In deze zones wordt uitsluitend slib gebaggerd. De baggerwerken gebeuren over het algemeen met de sweep beam waarbij de sedimenten over de bodem opnieuw naar de rivier worden geschoven. De volumes of hoeveelheden die hierbij worden verplaatst zijn onbekend maar de baggerwerken dienen meerdere malen per jaar te worden herhaald om de vaargeul op diepte te houden.

Een deel van het slib wordt met behulp van een milieusnijkopzuiger opgebaggerd en uit het systeem verwijderd. Dit gebeurt meestal vanuit de toegangseuul naar de Kallosluis waarbij het slib tot op heden veelal werd geborgen in onderwatercellen onder de dokbodem van de Waaslandhaven. Bij deze baggerwerken die normaal jaarlijks worden uitgevoerd wordt telkens een uitgebreid monitoring en meetprogramma gerealiseerd om de exacte slibhoeveelheden te bepalen.

Tenslotte wordt er gebaggerd op de meer opwaartse drempels (Frederik, Lillo en de Parel). De hier vrijkomende specie wordt gestort in de Schaar van Ouden Doel als het zandige specie betreft en op de plaat van Boomke als het slibrijke specie betreft.

2.3.5. Stortzones

2.3.5.1. Basisopties

In principe zijn er 2 basisopties voor de berging van de vrijkomende baggerspecie en met name enerzijds aan de wal en anderzijds terug in de rivier. In een eerste beoordeling lijkt het aangewezen om zoveel mogelijk baggerspecie aan land te bergen omdat deze specie dan definitief uit het morfologisch systeem wordt verwijderd en er dus geen recirculatie kan optreden tussen de bergingszone en de baggerzones. Toch moet er hier op gewezen worden dat het terugstorten van baggerspecie in de rivier absoluut noodzakelijk is en wel om volgende redenen:

- Er is slechts een (zeer) beperkte beschikbaarheid van bergingsterreinen aan de wal ;
- Er moet gestreefd worden naar een zo miniem mogelijk verstoring van het morfologisch evenwicht van de rivier (en de hiermee samenhangende ecologische en hydraulische evenwichten) ;
- Door het terugstorten kunnen dwarsstromen die erg hinderlijk zijn voor de scheepvaart gereduceerd worden;
- Door het terugstorten van baggerspecie in de vloedscharen wordt de natuurlijke erosie van de drempels bevorderd zodat de onderhoudsbaggerwerken kunnen beperkt blijven en de zandhuishouding zo min mogelijk verstoord wordt. De stroming wordt hierdoor zo veel mogelijk door de ebgeul (vaargeul) geleid;

- Het verwijderen van grote hoeveelheden sedimenten uit de rivier zou leiden tot een belangrijke erosie van de rivieroever ;
- De kosten voor het terugstorten zijn kleiner dan voor het aan land brengen van de baggerspecie.

- ...

2.3.5.2. Bergingscapaciteit op het land

Slechts een klein gedeelte van de gebaggerde specie wordt gebruikt voor het ophogen van industrieterreinen aan land. Dit laatste gebeurde vroeger meer dan nu omdat de groei van industrieterreinen in de havenzone sterk werd gereduceerd om milieutechnische en sociologische redenen. Voor de berging van baggerspecie moeten bijgevolg specifieke terreinen voorzien worden in het kader van de ruimtelijke ordening en dit is thans maatschappelijk-ruimtelijk niet gewenst gezien er reeds onvoldoende ruimte beschikbaar is om aan alle maatschappelijke behoeften te voorzien. Nuttig hergebruik, zeker van de zandfractie is theoretisch mogelijk maar hierbij moet ook de kostprijs in overweging genomen worden in vergelijking met de andere zandwinningsmogelijkheden.

De loutere berging op het land van dergelijke hoeveelheden baggerspecie vergt enorme oppervlakten die bij de uitbouw van de Antwerpse haven (voor 1980) wel aanwezig waren, doch die nu, gezien de gewijzigde omstandigheden, voor een enorm planologisch probleem zorgen.

In het verleden werd wel een aanzienlijk deel van de baggerspecie aan land gebracht. Het betreft hier enerzijds zand dat gebruikt wordt voor infrastructuurwerken (dijkverhogingen of opspuitingen) en anderzijds slibrijke specie die, sinds een aantal jaren, veelal geborgen wordt in de onderwater cellen onder de Waaslandhaven (tot op heden ca 3 miljoen ton droge stof). Wat betreft de berging in de onderwatercellen wordt verwezen naar de gedetailleerde effectenstudies en de monitoringsrapporten opgemaakt door IMDC (1990c en d, 1991, 1994, 1996, 1998d) en naar het MER rapport (IMDC 1995).

2.3.5.3. Bergingscapaciteit in de rivier

In de Beneden Zeeschelde zijn er twee stortzones en met name de Schaar van Ouden Doel en de omgeving van de Plaat van Boomke (zie Bijlage B2).

De Schaar van Ouden Doel is een vloedschaar die door de vloedstroom wordt uitgeschuurd. Deze zone bevindt zich in de nabijheid van de belangrijkste baggerzone de drempel van Zandvliet. In deze zone bestaat het bodemmateriaal hoofdzakelijk uit zand. De specie die tijdens de onderhoudsbaggerwerken naar deze plaats wordt getransporteerd bestaat eveneens hoofdzakelijk uit zand zodat de samenstelling van het bodemmateriaal niet wordt gewijzigd. Verder worden er voor deze zone vergunningen afgeleverd voor zandwinning (1 à 2 miljoen m³/jaar) zodat op lange termijn er een dynamisch evenwicht ontstaat tussen de geklepte zandvolumes en de volumes zand die eruit verwijderd worden in het kader van de zandwinning.

Een tweede zone is de omgeving van de Plaat van Boomke. In deze zone wordt er aan beide oevers gestort (Plaat van Boomke aan de rechteroever en Punt van Melsele aan de linker oever); de stortingen gebeuren langsheen de plaatranden in waterdieptes groter dan 5 meter. Deze slibrijke zone wordt gebruikt voor het storten van de slibspecie die tijdens de baggerwerken vrijkomt. Opnieuw wordt de bodemsamenstelling niet wezenlijk beïnvloed door de stortwerkzaamheden. Het slib dat hier gestort wordt zal onder invloed van de stroming in het estuarium gedeeltelijk terug geërodeerd worden en zodoende opnieuw in suspensie gaan.

Sinds 1945 is de schaar van Ouden Doel steeds gebruikt als stortzone met een gemiddeld jaarlijks volume van ca 1.000.000 m³ maar met een stijgende trend in de tijd tot ca 1.500.000 m³ tijdens de laatste 2 decenia. De plaat van Boomke daarentegen wordt sinds de laatste 10 jaar intensiever als een stortplaats voor specie uit de Beneden Zeeschelde gebruikt. Vóór deze periode werd het grootste deel van de slibrijke specie aan land geborgen.

2.3.6. Vergunde zandwinningen

Naast de onderhoudsbaggerwerken worden er in de Beneden Zeeschelde eveneens baggerwerken uitgevoerd voor zandwinning. Het betreft baggerwerken in de Schaar van Ouden Doel waar (een deel van) de gestorte volumes zand opnieuw opgebaggerd worden en daarna als zand verkocht aan de wal.

De vergunning voor de zandwinning wordt afgeleverd door de Administratie Waterwegen en Zeewezen – Afdeling Maritieme Schelde. De hoeveelheden zand die mogen geëxploiteerd worden worden bepaald in functie van in het verleden gestorte en gewonnen zandhoeveelheden en van de te verwachten stortvolumes zodat het morfologisch evenwicht behouden blijft.

De zandwinning gebeurt niet rechtstreeks met de onderhoudsbaggerschepen maar via het eerst terugstorten van de onderhoudsspecie in de stortzone en daarna terug opbaggeren. Deze aanpak werd gekozen om volgende redenen:

- De timing van de onderhoudsbaggerwerken en de noden aan zand op de wal lopen niet parrallel zodat er een intermediaire tussenstock nodig is. Door gebruik te maken van een onderwaterstock is de los- en laadactiviteit goedkoper;
- Door het terugstorten van de onderhoudsbaggerspecie in de Schelde wordt de fijnere fractie uitgewassen zodat het zand dat bij de zandwinning opgegraven wordt van betere kwaliteit is dan de specie in de onderhoudsbaggerschepen.

Jaarlijks wordt er tussen 1,3 en 2,0 miljoen m³ zand gewonnen in de Beneden Zeeschelde.

2.3.7. Type baggertuigen

2.3.7.1. Inleiding

De baggerwerken in het Schelde estuarium werden vanaf de aanvang uitgevoerd met de op dat ogenblik meest moderne tuigen. Vanzelfsprekend zijn deze tuigen in de loop van de voorbije eeuw geëvolueerd en dit zowel naar type als in grootte.

Voor deze analyse worden enkel de op dit ogenblik gebruikelijke baggertuigen geschetst zonder dieper in te gaan op de tuigen die in het verleden werden gebruikt of die nog slechts sporadisch worden ingezet. Het betreft de sleephopperzuiger die het leeuwenaandeel van de baggerwerken voor zijn rekening neemt en de sweepbeam en milieusnijkopzuiger die voornamelijk worden ingezet voor het verwijderen van slib uit de toegangsgeulen naar de verschillende sluizen.

2.3.7.2. De sleephopperzuiger



Figuur 2-3 Sleephopperzuiger

De sleephopperzuiger is een zelfvarend schip dat uitgerust is met één of twee sleeppijpen (zuigbuizen) die scharnierend bevestigd zijn aan de zijkant van het schip. Aan het uiteinde van elke sleeppijp is de zuigbuis uitgerust met een sleepkop die eveneens scharnierend is bevestigd. Tijdens het baggeren worden de zuigbuizen neergelaten tot de sleepkop de bodem bereikt waarbij de sleepkop horizontaal over de bodem gesleept wordt terwijl er aan lage snelheid gevaren wordt. In het schip is de zuigbuis aangesloten op een grote centrifugale pomp.

In de zuigkop wordt een zand-water mengsel gevormd dat door de pomp wordt opgezogen en in het beun (het ruim) wordt geladen. Nadat het beun vol is zal het zuigproces nog enige tijd doorgaan waarbij de vaste deeltjes bezinken in het beun en het proceswater via een hiervoor ontworpen constructie (de overloop) terug overboord gespoeld worden. Dit proces wordt doorgezet tot het schip zijn optimaal laadvermogen heeft bereikt.

Echter met het proceswater zal eveneens een deel van de fijnere deeltjes mee overboord spoelen en naarmate het beun meer gevuld raakt zal door toename van de stroomsnelheid in beun de deeltjesgrootte van de meegesleepte korrels vergroten.

In geval er fijn materiaal moet gebaggerd worden zal er niet of slechts kort doorgedaan worden met laden nadat het beun vol is. Dit omdat de slechte bezinkingskarakteristieken van dit type specie ertoe zullen leiden dat het mengsel als geheel overboord stroomt zonder dat er een stijging is van de beladingsgraad. Nadat het baggerproces beëindigd is wordt de sleeppijp opnieuw aan boord gehaald en wordt er naar de bergingszone (klepzone of landbergingszone) gevaren waar het schip gelost wordt en er terug naar de baggerzone gevaren wordt om een nieuwe baggercyclus aan te vatten.

Het lossen gebeurt door het openen van kleppen, schuiven of deuren in de bodem van het schip zodat de lading naar de rivierbodem valt. Een andere wijze is via een persleiding waarbij de

specie uit het beun opnieuw met water wordt gemengd en naar een bergingszone op land wordt gepompt.

De hopperzuiger kan een zeer breed gamma van verschillende bodems baggeren en heeft bij het onderhouden van vaargeulen het grote voordeel dat het een varend schip is dat geen ankers nodig heeft tijdens het baggerproces. Hierdoor is de hinder voor de scheepvaart en het risico op botsingen relatief gering. Bovendien is een zeer flexibele inzet mogelijk waarbij hetzelfde tuig ingezet kan worden op verschillende plaatsen en waarbij de bergingszone vrij kan gekozen worden in functie van de baggerzone en de karakteristieken van de gebaggerde specie.

Het zuigproces is een relatief langzaam verlopend proces zonder bewegende delen zodat de vertroebeling tijdens het baggerproces gering is. Anderzijds is de nauwkeuringheid van de plaatsbepaling van het tuig vooral in horizontale zin beperkt. Dit is voor normale onderhoudsbaggerwerken geen probleem maar kan dit wel zijn indien er in een bepaalde zone onder strikte horizontale toleranties moet gebaggerd worden (bv voor het verwijderen van verontreinigde specie).

In de Beneden Zeeschelde wordt de sleephopperzuiger gebruikt voor quasi alle baggerwerken in zandige bodems en voor een belangrijk deel ook voor de slibrijke gebieden waar er vrij kan gevaren worden.

2.3.7.3. De sweepbeam

De sweepbeam is groot blad dat onder een vaartuig wordt gehangen tot op de te bereiken diepte waarbij het slib tijdens het varen wordt verschoven vanuit de baggerzone naar een zone waar er een overdiepte is of waar het slib door de natuurlijke stroming opnieuw in suspensie wordt gebracht. (zie Claessens et al, 1988)

De sleepafstanden zijn meestal kort (max ca 500 m).

In de Beneden Zeeschelde wordt dit tuig meestal ingezet voor het vrijmaken van de toegangsgeulen naar de verschillende zeesluizen waarbij het slib dat bezinkt in deze toegangsgeulen en dat afkomstig is uit de Schelde opnieuw naar de rivier wordt gesleept.

Een voordeel van dit tuig is de lage kostprijs maar eveneens de grote manoeuvreerbaarheid zodat er ook op moeilijk bereikbare plaatsen en dicht tegen de vaste constructies (kademuur) kan gewerkt worden zonder verlies aan efficiëntie.

Gezien het slib slechts over geringe afstanden en over de bodem wordt verplaatst en het opnieuw naar het natuurlijk systeem wordt gebracht is de impact op het morfologisch systeem gering. Wel moet gezegd worden dat er slechts een beperkte controle van het baggerproces kan gerealiseerd worden o.a. wat betreft het verdere natuurlijke transport in de rivier.

2.3.7.4. De milieusnijkopzuiger (scoop dredger)

De milieusnijkopzuiger is een continu werkend stationair baggertuig dat verankerd is door middel van een spud (ankerpaal) en zijdraden. Het schip bestaat uit een ponton waarin een vertikaal scharnierende ladder is opgehangen. Tijdens het baggerproces laat men het uiterste uiteinde van de ladder naar de bodem zakken. De ladder is uitgerust met een zuigleiding en onderaan de ladder bevindt zich de veegkop ter plaatse van de zuigmond.

Tijdens het baggerproces zwaait het baggertuig door middel van de zijankers in een cirkelvormige zwaaibeweging om de werkpaal aan de achterzijde van het ponton zodat de veegkop over de bodem schuift en een vooraf ingestelde laag van de bodem lossnijdt. De snijkop bestaat uit een reeks conische messen die langzaam rond hun as draaien; de snijkop is aan de bovenzijde voorzien van een schild waardoor de vertroebeling van het water sterk gereduceerd wordt. De losgesneden deeltjes worden vermengd met transportwater en via de zuigpijp naar de centrifugaalpomp (in het ponton of op de ladder) gezogen vanwaar het mengsel via een persleiding (gedeeltelijk drijvend en gedeeltelijk aan land) naar een bergingszone wordt geperst.

Na de voltooiing van een zwaaibeweging wordt het tuig met behulp van de werkpaal en een paalwagen naar voren gedrukt (stap) en wordt het vizier in de gepaste stand gezet waarna een nieuwe zwaaibeweging in de tegengestelde richting begint.

Door de verankering op de werkpaal en de processturing via een doorgedreven automatiseringssysteem kan de veegkop een zeer nauwkeurig profiel realiseren zodat het tuig geschikt is voor het nauwkeurig verwijderen van al dan niet verontreinigde specie.

De processturing behelst tevens een afstemming van het snijproces en het pompproces zodat de specie met een optimaal watergehalte (minimaal gehalte transportwater) wordt verpompt en er weinig of geen vertroebeling wordt gerealiseerd (zie Standaert P., Claessens J. Marain J. Smits J. 1993)

De milieusnijkopzuiger wordt in de Beneden Zeeschelde gebruikt voor het baggeren van de aanslibbingen in de toegangsgeulen naar de zeesluizen voor zover het de bedoeling is om een bepaald volume slib uit het natuurlijk systeem te verwijderen. Dit volume werd in het verleden vastgelegd in de WVO vergunning van Nederland waarbij het de bedoeling is te vermijden dat min of meer verontreinigd slib uit de Beneden Zeeschelde zou migreren naar de slikken en schorren in de Westerschelde waar de bodem schoner is. In het verleden werd bepaald dat er ca 300.000 ton (droge stof) per jaar uit de Beneden Zeeschelde moest verwijderd worden.



Figuur 2-4 Milieusnijkopzuiger



Figuur 2-5 Milieusnijkopzuiger

2.3.8. Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs

2.3.8.1. Inleiding

Een belangrijk aspect bij het afwegen van de verschillende baggertuigen die ingezet worden voor de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden Zeeschelde is de milieu-impact van deze tuigen. Bij de bespreking van de mogelijke impact voor de baggertuigen werd er uitgegaan van de gegevens die werden verzameld in de richtlijn 'Machines, Methods and Mitigation' (serie van CEDA-IADC, 1996-2001) die werd opgemaakt in opdracht van CEDA (Central Dredging Association) en IADC (International Association of Dredging Contractors) (zie bijlage F). In dit werk werd een vrij gedetailleerde analyse gemaakt van de voor- en nadelen van de verschillende baggertuigen op milieu technisch vlak. Bij de bespreking van de verschillende tuigen zal er aandacht besteed worden aan de potentiële milieu-impacten enerzijds maar ook aan de economische implicaties van de toepassing van de verschillende types baggertuigen (BATNEEC – Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs).

2.3.8.2. De sleephopperzuiger

De sleephopperzuiger wordt hierbij als geschikt beoordeeld voor het baggeren van een breed gamma aan materialen met een eerder beperkte creatie van bijkomende suspensie als de laagdikte van de te baggeren materialen zeer beperkt is zoals het geval is bij onderhoudsbaggerwerken.. Er wordt wel aanbevolen om, bij verontreinigde slibspecies, te werken zonder overloopverliezen.

Wel wordt er opgemerkt dat procescontrole tijdens het kleppen niet zeer accuraat kan gebeuren en dat er dan, afhankelijk van het te kleppen materiaal, meer of minder creatie van suspensie zal optreden.

Voor de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden Zeeschelde heeft het jaarlijks meetprogramma van de VMM uitgewezen er zeer weinig risico's zijn op een verspreiding van verontreinigende elementen ten gevolge van het baggerproces. Het kleppen van de zandhoudende ladingen uit deze zones in de schaar van Ouden Doel is bijgevolg geen probleem van verontreinigende elementen. Gezien het zandrijke specie betreft zal het natuurlijk bezinkingsproces zeer snel verlopen temeer omdat ten gevolge van het getij er een periode zonder stroming is met een tijdsinterval van 6 uur tijdens dewelke de gestorte specie in elk geval zal bezinken.

Voor het baggeren van slibrijke specie is dit tuig eveneens geschikt zeker als het baggerwerken in de vaargeul betreft omdat hierdoor het risico voor aanvaringen in belangrijke mate gereduceerd wordt in vergelijking met verankerde baggertuigen. Wel moet er hier, zoals reeds in de praktijk toegepast wordt, gewerkt worden zonder overloop om excessieve suspensiecreatie te vermijden. In de stortzone wordt wel een zekere suspensie gecreëerd zodat het de voorkeur geniet om deze specie eerder aan land te bergen als dit mogelijk is.

Als besluit kan gesteld worden dat de sleephopperzuiger een geschikt werktuig is voor het baggeren en terug in de rivier storten van grote hoeveelheden specie voor een aanvaardbare kostprijs.

Ter controle van enerzijds de bagger- en stortplaatsen (zie bijlage B4) en anderzijds van de gebaggerde hoeveelheden werd in opdracht van de Afdeling Maritieme Schelde een automatisch bagger informatie systeem (BIS) ontwikkeld dat continu de positie van het schip, de baggerdiepte en het gewicht van de lading meet en registreert evenals een groot aantal baggertechnische parameters. Op basis van dit systeem is zeer gedetailleerde informatie beschikbaar bij de controlerende overheid van het ganse baggerproces zodat er kan bijgestuurd worden waar nodig en dat de effecten van een eventuele bijsturing objectief en snel kunnen worden bepaald. Een meer gedetailleerde beschrijving wordt gegeven in J. Claessens et al (1998).

2.3.8.3. *De sweepbeam*

De sweepbeam levert een moeilijk controleerbaar baggerproces op waarbij relatief grote hoeveelheden los slib over een beperkte afstand weggeschoven worden. Wel zal er een zekere mate van vertroebeling optreden door het schuiven van een slibmassa onder water.

Echter gezien het bijna uitsluitend recent afgezet slib betreft dat vanuit de rivier in de toegangsgeulen naar de zeesluizen is afgezet en dat terug naar de rivier wordt verschoven is de kwaliteit van het slib dat bij deze operatie terug in de rivier wordt geschoven quasi gelijk aan de slibkwaliteit van de deeltjes die zich in suspensie in de rivier bevinden.

Verder kan opgemerkt worden dat dit type baggerwerken op het ogenblik niet vergunningsplichtig is gezien het slib niet ontgraven en teruggestort wordt maar enkel verplaatst zonder dat het boven water komt.

Tenslotte dient vermeld te worden dat onderzoek betreffende de resuspensie van slibdeeltjes werd uitgevoerd door het Waterbouwkundig Laboratorium (1989) via turbiditeitsmetingen. Vastgesteld werd dat de gemeten concentraties in de bovenliggende waterkolom eerder gering zijn en dat de slibdeeltjes redelijk vlug bezinken.

2.3.8.4. *De milieusnijkopzuiger (scoop dredger)*

De milieusnijkopzuiger werd een tiental jaren geleden ontwikkeld door de DEME groep met het oog op een beperking van de milieu impact van van stationaire baggertuigen tijdens de onderhoudsbaggerwerken in slibrijke species. Tijdens het ontwerp werd gepoogd om de milieu technische voordelen van een stationaire zuiger te combineren met deze van een sleephopperzuiger en met name:

- Een stationair tuig is beter geschikt voor baggerzones met een beperkte oppervlakte (havendokken en toegangsgeulen)
- Een stationair tuig kan een betere nauwkeurigheid bereiken inzake horizontale en verticale positionering vna de baggerkop tijdens hde baggerwerken
- Overslag van de gebaggerde specie tijdens het transport moet vermeden worden

- Pijpleidingstransport van de specie gebeurt in een volledig gesloten systeem zodat lekkage sterk gereduceerd wordt;
- Bij een sleephopperzuiger zijn er geen snel roterende delen in de kop waardoor de turbiditeitstoename kan beperkt worden
- Door de afscherming van de snijmessen bij een sleephopperzuiger wordt de gesneden bodem bijna volledig via het zuigproces verwijderd;
- De specie wordt in de baggerpomp gebracht bij een densiteit die zo dicht mogelijk bij de in situ densiteit ligt (minimale toevoeging van transportwater). Dit kan beter gerealiseerd worden de continue snijbeweging van de scoop dredger dan bij een roterende snijbeweging van de traditionele cutterzuiger.



Figuur 2-6 Diffusor voor het bergen van slib in diepe zones zonder turbiditeitscreatie.

Tijdens de eerste campagne van de milieusnijkopzuiger in 1992 werd een uitgebreid monitoring en controle programma gerealiseerd van het ganse bagger- en bergingsproces (IMDC 1993g, 1994, 1998d). Deze controle metingen werden gerealiseerd door IMDC in samenwerking met het Waterloopkundig Laboratorium van Delft dat een gespecialiseerde meet- en baggerstudieafdeling bezit. Op basis van deze gedetailleerde metingen werden de basisaannames van het tuig getoetst aan de realiteit en kon er besloten worden dat de milieuimpact van dit tuig, in combinatie met de berging in onderwatercellen door middel van een diffusor een milieu technisch verantwoorde werkwijze is voor de verwijdering van slibspecie uit de toegangseulen.

Dezelfde werkwijze werd sindsdien met een jaarlijkse terugkeerperiode toegepast om te voldoen aan de vereisten van de WVO vergunningen in Nederland.

Voor de berging van de specie in de onderwatercellen onder de Waaslandhaven werd ook een gedetailleerd proef- en monitoringprogramma gerealiseerd evenals een MER studie die als basis voor een vergunningsaanvraag werd gebruikt. Ook in dit MER werd aanbevolen dat een milieuvriendelijk tuig dat aan vrij hoge dichtheid kan werken zou gebruikt worden bij het vullen van de verschillende cellen. De milieusnijkopzuiger voldoet aan deze vereisten.

2.3.9. Alternatieven

Met betrekking tot de uitvoering van de onderhoudsbaggerwerken werden de mogelijke alternatieven geïnventariseerd en summier geanalyseerd. Hiertoe werd enerzijds onderzocht in hoeverre er alternatieve baggertechnieken en/of stortplaatsen mogelijk zijn en anderzijds in hoeverre de hoeveelheid baggerwerk door infrastructurele maatregelen op een significante wijze kan beperkt worden.

2.3.9.1. *Alternatieve baggerprocedures*

Een eerste mogelijkheid hiervoor is het inzetten van een ander type baggertuigen. Hierbij kan gedacht worden aan de volgende mogelijkheden:

- Stationaire zuigers
- Agitatietuigen

Voor de stationaire zuigers kan gedacht worden aan enerzijds cutterzuigers en anderzijds de nieuwere types met een lage turbiditeitscreatie en een hoge transportdichtheid (bv milieusnijkopzuiger, veegzuiger,...).

Beide types zijn stationair en het specietransport moet bijgevolg gebeuren met transportschepen (klepbakken) die ofwel zijdelings aan het baggertuig afmeren ofwel via een (korte) drijvende leiding gevuld worden. De klepbakken varen daarna naar de stortzone waar via deuren in de bodem de specie op de rivierbodem gedeponeerd wordt. Ook bestaat de mogelijkheid om deze schepen via een walpersinstallatie langs de bovenzijde te ledigen en de specie aan land te brengen. (Deze 'deponiemethoden' zijn identiek aan de sleephopperzuiger).

Hierbij moet opgemerkt worden dat het laden van transportschepen met cutterzuigers relatief efficiënt verloopt in zandige specie maar dat er een zeer grote verdunning optreedt bij het verpompen van slib met deze tuigen. De nieuwere types (bv milieusnijkopzuiger) zijn dan weer goed geschikt voor slibrijke specie maar verliezen hun efficiëntie bij zandige specie.

Gezien er in de Schelde een mengeling van beide bodemtypes voorkomt is geen type baggertuigen optimaal geschikt voor dit soort onderhoudsbaggerwerken en dit in tegenstelling met de sleephopperzuiger die beide bodemtypes op een optimale wijze kan baggeren.

Verder moet opgemerkt worden dat het gebruik van stationaire zuigers die moet verankerd worden op verschillende ankers een grotere hinder voor de normale scheepvaart betekenen dan een vrijvarend schip zoals de sleephopperzuiger. Bovendien is het risico tot aanvaring groter bij een stilliggend verankerd tuig dan bij een varend tuig.

Als tweede mogelijkheid kan het gebruik van agitatietuigen overwogen worden. In dit geval wordt de specie niet opgezogen en via schepen getransporteerd maar wordt de specie in de hogere waterlagen in suspensie gebracht waar het slib door de natuurlijke stromingen wordt verplaatst. Deze methode is opnieuw slechts toepasbaar voor slibspecie gezien de zwaardere zanddeeltjes onmiddellijk opnieuw zouden bezinken. Bij slib zou de turbiditeit in de waterkolom beïnvloedt (verhoogd) kunnen worden maar de belangrijkste hinderpaal voor het gebruik van deze techniek ligt in het feit dat de bestemmingszone waar het slib weer wordt afgezet niet op een gecontroleerde wijze kan vastgelegd worden. Hierdoor wordt het risico reëel dat hetzelfde slib vele malen moet geagiteerd worden alvorens het zich op een niet hinderlijke plaats afzet. Hierdoor zouden de baggeactiviteiten aanzienlijk verhogen.

Als besluit kan bijgevolg gesteld worden dat het inzetten van andere types baggertuigen (stationaire zuiger of agitatiezuigen) tot een grotere impact zou leiden (zowel inzake veiligheid als milieu) dan bij het gebruik van sleepopperzuigers.

2.3.9.2. *Alternatieve stortlocaties*

Een tweede mogelijkheid om tot een alternatieve benadering van het onderhoudsbaggerproces te komen is het wijzigen van de stortlocaties. Opnieuw zijn er een aantal theoretische mogelijkheden:

- Hergebruik van de specie
- Berging aan land
- Berging in onderwatercellen
- Berging op de platen
- Andere locaties in de rivier

Hergebruik van de vrijkomende specie is slechts in beperkte mate mogelijk en wordt reeds gerealiseerd door de zandwinningen in de Schaar van Ouden Doel waar een deel van de gestorte zandspecie opnieuw opgegraven wordt en verkocht aan de wal. Dit hergebruik is slechts mogelijk voor (een deel van) de zandige specie omdat hergebruik van de zeer slappe en vloeibare slibvolumes niet mogelijk is tenzij in landschapsprojecten. Zelfs voor de zandspecie is hergebruik slechts mogelijk in specifieke gevallen en wel als aanvulgronden; dit omdat de karakteristieken van het zand niet geschikt zijn voor de bouwindustrie.

De berging van een groot deel van de onderhoudsbaggerspecie aan land is onmogelijk dit gezien de grote hoeveelheden die jaarlijks moeten geborgen worden en de zeer beperkte beschikbaarheid van mogelijke bergingsterreinen. Deze aanpak is wel mogelijk geweest in het verleden omdat er toen zeer grote hoeveelheden zand nodig waren voor de ophoging van de haventerreinen. Op dit ogenblik is er echter geen sprake meer van een significante uitbreiding van de haventerreinen zodat er ook geen vraag is naar grote zandvolumes aan land.

Onderwaterberging in onderwatercellen onder de bestaande havendokken werd reeds op een quasi maximale wijze gerealiseerd. De laatste volumes worden in 2001 gevuld. Het creëren van bijkomende onderwatercellen in de rivier zelf is uitgesloten omdat de natuurlijke sedimentatie de cellen zeer snel zal opvullen zodat er geen ruimte blijft voor de aanvoer van onderhoudsbaggerspecie van andere zones in de Beneden Zeeschelde.

Het inrichten van depots op de platen is slechts een theoretische mogelijkheid. Dit zou echter aanleiding geven tot grote morfologische wijzigingen in de rivier met de hieruitvolgende impact op de ecologie van het estuarium. Deze mogelijkheid moet bijgevolg uitgesloten worden.

De berging op andere plaatsen in de rivier is een laatste mogelijkheid. Hierbij moet echter in overweging genomen worden dat er geen grensoverschrijdend specietransport wordt toegelaten door Nederland. Tevens moet er rekening gehouden worden dat het turbiditeitsmaximum zich in de omgeving van Antwerpen bevindt en dat deze zone de meest geschikte plaats is voor de berging van belangrijke slibvolumes in de rivier. De huidige stortplaatsen bevinden zich reeds in deze zone en zijn de meest geschikte om belangrijke hoeveelheden slib te bergen zonder dat dit het morfologisch evenwicht van de rivier sterk beïnvloedt.

Als besluit kan gesteld worden dat er geen meer geschikte stortlocaties zijn waar al de vrijkomende specie van de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden Zeeschelde kan geborgen worden

2.3.9.3. *Infrastructurele alternatieven*

Het gebruik van infrastructurele ingrepen (bv. bijkomende leidammen) is een alternatieve mogelijkheid voor de beperking van het baggervolume. Dit is in het verleden reeds gebruikt toen er 30 à 40 jaar terug een aantal leidammen werden gerealiseerd om de stromingen zoveel mogelijk door een vastgelegde geul te sturen. Hierdoor werd het natuurlijk eroderend vermogen en de transportcapaciteit van de waterkolom voor het slib versterkt zodat er minder baggerwerken nodig zijn voor het op diepte houden van de vaargeul.

Echter in het kader van het behoud van de natuurlijkheid van het estuarium moet deze aanpak gezien worden als een zware ingreep die het morfologisch en ecologisch evenwicht drastisch zou kunnen verstoren, met significante effecten op de slikken en de schorren.

Dit is dan ook de belangrijkste reden waarom deze aanpak niet kan worden weerhouden als mogelijke oplossing voor het beperken van de onderhoudsbaggerwerken.

2.3.9.4. *Samenvatting*

Concluderend kan worden gesteld dat er geen alternatieven voor hande zijn voor de huidige uitvoeringswijze. Naar de toekomst is het echter aan te bevelen om tot een nog meer gedetailleerde opvolging en controle van het volledige baggerproces te komen. Zulk continu monitoringproces moet kunnen leiden tot een verdere optimalisatie van de baggerwerken (type schepen en selectie van bagger- en stortzones) in functie van de technologische vooruitgang en van de morfologische en ecologische evoluties in het estuarium.

2.3.10. *Besluiten*

Wat betreft het inzetten van de verschillende baggertuigen kan gesteld worden dat de selectie van de tuigen gebeurt op basis van een economische en ecologische afweging. De keuze ervan wordt permanent opnieuw in overweging genomen om op deze wijze steeds de meest geschikte tuigen te gebruiken voor de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden Zeeschelde. Het BATNEEC-principe (Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs) wordt hier ten volle toegepast. Samengevat kan het huidige systeem als volgt beschreven worden:

- Bij de sturing van de baggerwerken wordt gebruik gemaakt van moderne meettechnieken ter controle van de waterdieptes voor en na de baggerwerken. De keuze van de stortzones wordt gemaakt mede op basis van eco-morfologische overwegingen om enerzijds het natuurlijk evenwicht van de rivier te behouden en anderzijds de hoeveelheden onderhoudsbaggerwerk te beperken (bijlage B3).
- In het verleden was het grootste deel van de onderhoudsbaggerspecie in de Beneden Zeeschelde niet-verontreinigd zand dat afkomstig is van de drempels. Tijdens de laatste jaren is er eerder een tendens van verslibbing waarneembaar waarbij er ook belangrijke hoeveelheden slib gebaggerd worden op de drempels. In hoeverre dit een blijvend probleem is zal tijdens de komende jaren moeten bevestigd worden.
- De zandige specie wordt gebaggerd met sleephopperzuigers die een (beperkte) overvloed toelaten maar waarbij het zand vrijwel onmiddellijk bezinkt in de baggerzone. Het ganse baggerproces wordt op permanente wijze en in detail gecontroleerd door het automatisch registratiesysteem BIS waardoor een scherpe controle van baggerdiepte, baggerzone en stortzone mogelijk is.
- De aanslibbingen in de rivier worden eveneens gebaggerd met sleephopperzuigers. Echter nu zonder dat er overloop wordt toegelaten tijdens het baggerproces. Hierdoor is er geen creatie van extra suspensie in de baggerzone. De specie wordt veelal gestort op de Plaat van Boomke waar het in een van nature slibrijke zone terechtkomt en op korte of lange termijn door de natuurlijke erosie en transportprocessen opnieuw verspreid wordt in het estuarium. Ook hier is een gedetailleerde controle aanwezig middels het BIS systeem.

- De aanslibbingen in de toegangsgeulen zijn in het algemeen iets meer verontreinigd (door concentratie van de verontreinigingen op de fijnste deeltjes in suspensie) en worden snel na hun afzetting terug naar de rivier verplaatst door middel van de sweep beams. Hierdoor wordt het sediment terug naar zijn origine verplaatst zonder dat het boven water komt.
- Een deel van de aanslibbingen uit de toegangsgeul (naar de Kallosluis) wordt met een milieusnijkopzuiger opgebaggerd en naar de onderwatercellen in de Waaslandhaven verpompt⁷. Dit tuig is één van de meest milieuvriendelijke tuigen voor het baggeren en verpompen van slib (weinig turbulentie, gesloten transportsysteem, nauwkeurige positiecontrole,...). De volumes die op deze wijze verwijderd worden zijn beperkt door de bergings- en de verwerkingscapaciteit aan land.

⁷ De laatste bergingscampagne in de onderwatercellen van de Waaslandhaven werd beëindigd op 30/3/2001

3. SYSTEEMBESCHRIJVING BENEDEN-ZEESCHELDE

Het tijgebonden deel van de Schelde omvat de Westerschelde en de Zeeschelde en bestaat uit een estuarium en een tijrivier. Pond en Pickard (1976) definiëren een estuarium als een zeearm waarin zoet- en zoutwater meetbaar met elkaar vermengd worden. Deze definitie is ietwat onduidelijk vermits de grens tussen zoet- en zoutwater voortdurend in beweging is.

De zout-, brak- en zoetwaterslikken, de platen en geulen vormen een unieke omgeving voor diverse leefgemeenschappen. Het bestaan van deze ecosystemen is het gevolg van de complexe interactie tussen verschillende fysische fenomenen zoals de hydrodynamica, de saliniteitsverdeling, het sedimenttransport (troebelheid), het gehalte aan opgeloste nutriënten en het zuurstofgehalte (Meire et al., 1995). Anderzijds heeft de Schelde een belangrijke economische functie als vestigingsplaats van havens en van industriegebieden. Om de toegang tot de haven van Antwerpen voor zeeschepen te garanderen dienen er belangrijke onderhoudsbaggerwerken te gebeuren, aangevuld met grootschalige verruimingswerken teneinde de vaargeul voor nog grotere zeeschepen toegankelijk te maken. De antropogene aanvoer van stoffen uit lozingen leidt tot een accumulatie van pollutanten in de cohesieve sedimenten. Door deze accumulatie zijn vooral de schorren en slikken en nog meer de toegangseuilen naar de sluizen getroffen, waar de stroomsnelheden gering zijn en het cohesief sediment bij voorkeur neerslaat.

Om zowel de natuur- als de economische belangen te vrijwaren is het noodzakelijk om het sedimenttransport in detail te kennen. Met behulp van uitgebreide meetcampagnes is in het verleden getracht om een zo volledig mogelijk beeld van de water- en sedimentbewegingen in de Schelde te bekomen (zie o.a. Fettweis et al. 1994; Fettweis, 1995). Parallel hiermee wordt aan de hand van numerieke modellen getracht om de hydrodynamica en het sedimenttransport te simuleren, zodat de invloed van antropogene ingrepen in de rivier voorspeld kan worden (Sas en Claessens, 1988; Sas, 1989; Fettweis en Sas, 1994; Fettweis, 1995).

Van Damme et al. 1995 heeft een overzicht gegeven van de databronnen voor de belangrijkste waterkwaliteitsparameters. Tabel 3-1 geeft een overzicht van de 13-uursmetingen en de langdurige metingen die in het recente verleden werden uitgewerkt ten behoeve van diverse studies in de Beneden Zeeschelde. Tenslotte wordt gewezen op de langjarige meetprogramma's van de Afdeling Maritieme Schelde, gericht op de permanente opvolging van de Beneden-Zeeschelde. De belangrijkste plaatsen zijn voorgesteld in bijlage B1.

Tabel 3-1 Lijst van metingen (ST=springtij, DT=doodtij, V=Snelheid, Va=Snelheid-ADCP, R=Richting, T=Temperatuur, C=Conductiviteit, S=Slibconcentratie, Z=Zandconcentratie)

Datum	Getij	Plaats	Grootheid	Aantal Meetpunten
13-uursmetingen				
23/04/97	ST	Bath en Meestoof	Va,R,T,C,ph,S	6
06-07/03/96	vloed	Toegangsgeul Royerssluis	Va	3 raaien
28/08/95	ST	Liefkenshoek	Va,R,T,C,pH,S	3
20/12/94	ST	KCD Doel	V,R,T,C	1
29/04/93	vloed	Toegangsgeul Zandvliet - Berendrecht	Va,R,C	3
19/04/93	eb	Toegangsgeul Zandvliet - Berendrecht	Va,R,C	3
29/09/92	ST	Schelle	Va,R,C,T,S	3
11/07/91	ST	Vaarwater boven Bath	V,R,T,C,S	6
13/06/91	ST	Plaat van Lillo	V,R,T,C,S	4
04/10/90	ST	Toegangsgeul Zandvliet - Berendrecht	C	2
04/10/90	ST	Drempel van Zandvliet	V,R,T,C,S,Z	7
27/09/90	DT	Drempel van Zandvliet	V,R,T,C,S,Z	7
23/11/89	DT	Liefkenshoek	V,R,T,C,S,Z	2
14/10/89	ST	Liefkenshoek	V,R,T,C,S,Z	4
04/04/89	ST	Toegangsgeul Zandvliet - Berendrecht	V,R,T,C,S	4 (3 in toegangsgeul, 1 in Schelde)
25/01/89	ST	Liefkenshoek	V,R,T,C,S,Z	5
30/04/87	ST	Toegangsgeul Kallo	V,R,T,C,S	3 (2 in toegangsgeul, 1 in Schelde)
03/10/86	ST	Toegangsgeul Kallo	V,R,T,C,S	3 (2 in toegangsgeul, 1 in Schelde)
26 + 30/09/86	DT	Toegangsgeul Kallo	V,R,T,C,S	3 (2 in toegangsgeul, 1 in Schelde)
Langdurige metingen				
01/10/97-31/12/98	-	Oosterweel, Fort St. Marie, Lillo (Steiger), Boei 84, Prosperpolder en Noord Ballast	V,R,T,S,C	6
01/09/92 - 31/12/93	-	Prosperpolder	T,C,S	1
25/09/90 - 18/03/91	-	H.L. Zandvliet	V,R,Z	1
13/10/89 - 09/01/90	-	Liefkenshoek	V,R,C,S,Z	1
08/02/89 - 25/05/89	-	Liefkenshoek	V,R,C,S,Z	1

3.1. Fysische beschrijving

Het cohesief suspensietransport in getijwateren wordt in essentie bepaald door de getijwerking, de bovenafvoer van de rivier, de morfologie, de zout-, temperatuur- en particuliere-gradiënten, de erosie- en sedimentatieprocessen, de effectieve valsnelheid van de sedimentpartikels en de fysico-chemische en biologische processen. De combinatie van al deze factoren maakt dat de slibconcentratie variaties vertoont op diverse tijdschalen.

3.1.1. Hydrodynamica

3.1.1.1. *Het getij*

De Schelde is 'macrotidal', dit is een estuarium met een tijverschil (verschil tussen hoog- en laagwater) groter dan 4 m. Het tijverschil bepaalt in grote mate de mogelijkheid van de stroming om zoet- en zeewater te mengen en om sedimenten te transporteren. Het is daarom belangrijk om de algemene effecten van het getij in de Schelde te kennen.

In het estuarium wordt de getijgolf sterk vervormd door enerzijds effecten van bodemwrijving van de stroming en anderzijds door het versmallen van het estuarium naar opwaarts toe (convergentie). In Dyer (1995) kunnen we lezen dat convergentie zorgt voor een gedeeltelijke reflectie van de tijgolf enerzijds en anderzijds voor het samendrukken van de tijgolf ervan in een steeds smaller wordende dwarssectie. Dit resulteert in een toename van het tijverschil. Bodemwrijving heeft een tegengesteld effect. Zij neemt toe met afnemende waterdiepte en toenemende stroomsnelheid waardoor energie onttrokken wordt aan de tijgolf en de amplitude ervan vermindert. In de Beneden Zeeschelde en de Westerschelde zijn de convergentieeffecten belangrijker dan de wrijvingseffecten, dit blijkt uit het feit dat het tijverschil toeneemt vanaf de monding (Vlissingen) tot Schelle om dan in het verder opwaartse deel af te nemen. Dit fenomeen wordt aangeduid als 'hypersynchroon'. In Tabel 3-2 worden ter informatie voor enkele tijposten uit het Scheldebekken het gemiddeld tijverschil bijeengebracht. De waarden van de tijverschillen laten ook toe om de Schelde op te delen in twee delen zijnde het afwaartse deel gaande van de monding tot ongeveer Schelle en een opwaarts deel vanaf Schelle tot in Gentbrugge. Het is het afwaartse deel wat in dit rapport uitgebreid aan bod zal komen.

In de Beneden-Zeeschelde is het tijverschil relatief groot vergeleken met de waterdiepte, de verhouding tussen beide grootheden bedraagt ongeveer 0.3. Bij estuaria met een relatief grote verhouding tussen tijverschil en waterdiepte (> 0.3) treedt een belangrijke asymmetrie in de tij- en in de stroomsnelheidscurve op. De grootste stroomsnelheden komen voor tijdens vloed. Deze asymmetrie in de tijcurve wordt verklaard doordat gedurende het begin van de vloed de wrijvingseffecten belangrijker zijn dan gedurende het einde van de vloed wanneer de waterdiepte groter is. Door de convergentie van de Schelde neemt het verhang en daardoor ook de voortplantingssnelheid van de binnendringende tijgolf toe, zie hiervoor ter illustratie Tabel 3-2, waar de gemiddelde vertraging van de HW t.o.v. Vlissingen en de gemiddelde propagatiesnelheid van de HW vermeld worden. De toenemende voortplantingssnelheid van de tijgolf (tot Antwerpen) maakt dat, vanaf de monding naar opwaarts toe, de hoogwaters zich steeds sneller voortplanten terwijl de laagwaters achterblijven. Een verkleining van de vloedduur, een vergroting van de ebduur en een steeds meer asymmetrisch snelheidsverloop met een typisch vloeddominant karakter van de stroming is hiervan het gevolg. Het vloeddominant karakter van de stroming is vooral uitgesproken bij springtij. Bij doodtij zijn de laagwaters hoger en de hoogwaters lager zodat de wrijvingseffecten iets minder belangrijk zijn aan het begin van de vloed en iets belangrijker aan het einde ervan dan bij een springtij.

Tabel 3-2: Tijverskil (m) bij een gemiddeld doottij, gemiddeld tij en gemiddeld springtij, gemiddelde duur (hh.mm) daling en stijging, vertraging van het HW t.o.v. Vlissingen, afstand t.o.v. monding (km) en propagatiesnelheid HW (km/h) in een aantal tijposten in de Schelde voor de periode 1981-1990 (Claessens & Meyvis, 1994).

	Tijverskil bij een gem.			Gemiddelde duur		Vertraging HW	Afstand tot	Propagatie
	doottij	gem. tij	springtij	Stijging	Daling	tot Vissingen	mondig	snelheid HW
	(m)	(m)	(m)	(hh.min)	(hh.min)	(hh.min)	(km)	(km/h)
Vlissingen	2.97	3.80	4.46	5h57	6h28	0h00	2.00	
Hansweert	3.61	4.41	5.03	6h01	6h24	0h56	35.80	31.55
Prosperpolder	4.02	4.94	5.64	5h41	6h45	1h22	55.98	50.20
Antwerpen	4.31	5.19	5.87	5h22	7h03	1h44	77.60	58.96
Schelle	4.49	5.33	5.93	5h28	6h57	2h22	91.23	21.52
St. Amands	4.32	4.99	5.46	4h57	7h29	2h53	107.85	32.17
Dendermonde	3.55	3.96	4.24	4h48	7h37	3h31	120.72	20.32
Melle	1.97	2.14	2.29	4h14	8h11	5h14	149.74	14.16

Gemiddeld tij gedurende het decennium 1981-1990

Het gemiddeld doottij, gemiddeld tij en gemiddeld springtij (waterstanden en duur) over de periode 1981-1990 in de tijposten van Antwerpen, Kallo, Liefkenshoek en Prosperpolder werd gehaald uit Claessens en Meyvis (1994) en is bijeengebracht in Tabel 3-3 en Tabel 3-4.

Tabel 3-3: Gemiddeld HW, LW (m TAW) en tijverskil (m) bij een gemiddeld doottij, gemiddeld tij en gemiddeld springtij te Antwerpen, Kallo, Liefkenshoek en Prosperpolder voor de periode 1981-1990 (Claessens en Meyvis, 1994).

Tijdpst	Doottij		Gemiddeld Tij		Springtij	
	HW	LW	HW	LW	HW	LW
	(m TAW)	(m TAW)	(m TAW)	(m TAW)	(m TAW)	(m TAW)
Antwerpen	4.69	0.38	5.24	0.05	5.70	-0.17
Kallo	4.59	0.39	5.19	0.05	5.68	-0.16
Liefkenshoek	4.55	0.43	5.14	0.10	5.61	-0.12
Prosperpolder	4.45	0.43	5.50	-0.14	5.03	0.09

Tabel 3-4: Duur stijging en daling (hh.min) bij een gemiddeld doodtij, gemiddeld tij en gemiddeld springtij te Antwerpen, Kallo, Liefkenshoek en Prosperpolder voor de periode 1981-1990 (Claessens en Meyvis, 1994).

Tijdpost	Doodtij			Gemiddeld Tij			Springtij		
	stijging	Daling	totaal	stijging	daling	totaal	stijging	daling	totaal
Antwerpen	5h54	6h48	12h42	5h23	7h03	12h26	5h00	7h20	12h20
Kallo	5h56	6h46	12h42	5h26	6h59	12h25	5h07	7h13	12h20
Liefkenshoek	5h59	6h43	12h42	5h33	6h53	12h26	5h16	7h04	12h20
Prosperpolder	6h03	6h39	12h42	5h41	6h45	12h26	5h27	6h53	12h20

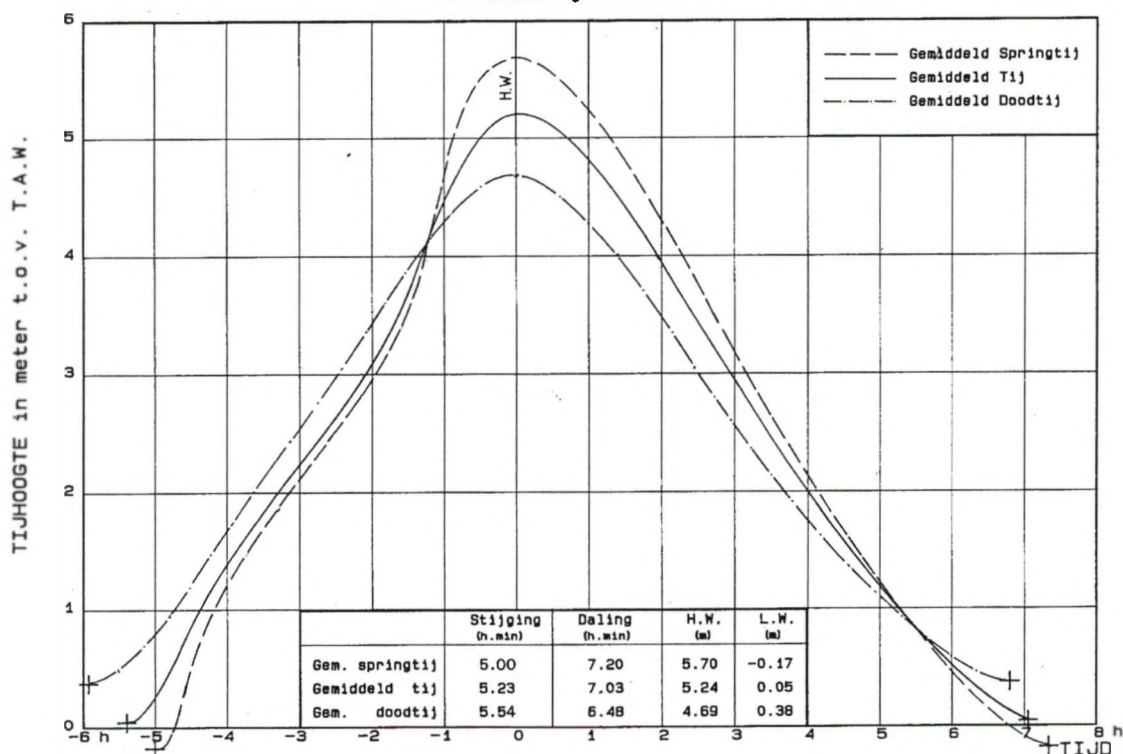
In Figuur 3-1 t/m Figuur 3-5 worden de tijkrommes voor 4 getijposten en de ogenblikkelijke verhanglijnen in de Schelde bij gemiddeld tij gegeven. (Claessens en Meyvis, 1994)

TABEL 13 - Antwerpen-Loodsgebouw

1981-1990

JAAR	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1981 1990
Gemiddeld tij	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
HW	5,29	5,22	5,26	5,24	5,22	5,18	5,24	5,32	5,22	5,23	5,24
LW	0,04	0,03	0,07	0,02	0,01	0,02	0,04	0,11	0,06	0,06	0,05
Tijverschil	5,25	5,19	5,19	5,22	5,21	5,16	5,20	5,21	5,16	5,17	5,19
Zomermaanden van mei t/m oktober											
HW	5,30	5,19	5,25	5,27	5,25	5,19	5,29	5,31	5,22	5,18	5,25
LW	0,01	0,00	0,04	0,02	-0,03	0,02	0,05	0,03	0,02	0,01	0,02
Tijverschil	5,29	5,19	5,21	5,25	5,28	5,17	5,24	5,28	5,20	5,17	5,23
Wintermaanden van november t/m april											
HW	5,28	5,26	5,27	5,21	5,19	5,17	5,19	5,33	5,22	5,29	5,24
LW	0,08	0,07	0,10	0,02	0,05	0,02	0,03	0,19	0,10	0,12	0,08
Tijverschil	5,20	5,19	5,17	5,19	5,14	5,15	5,16	5,14	5,12	5,17	5,16
Springtij											
HW	5,74	5,68	5,72	5,71	5,63	5,59	5,71	5,75	5,65	5,80	5,70
LW	-0,17	-0,21	-0,14	-0,25	-0,22	-0,19	-0,21	-0,14	-0,18	-0,03	-0,17
Tijverschil	5,91	5,89	5,86	5,96	5,85	5,78	5,92	5,89	5,83	5,83	5,87
Doodtij											
HW	4,78	4,68	4,68	4,70	4,71	4,67	4,62	4,71	4,61	4,69	4,69
LW	0,33	0,33	0,35	0,30	0,40	0,40	0,37	0,43	0,46	0,39	0,38
Tijverschil	4,45	4,35	4,33	4,40	4,31	4,27	4,25	4,28	4,15	4,30	4,31
Uiterste standen											
H.H.W.	6,60	6,94	7,07	7,13	6,48	7,20	6,79	6,72	6,69	7,52	7,52
L.H.W.	3,69	3,46	3,01	3,84	3,84	3,48	3,22	3,46	3,84	3,61	3,01
H.L.W.	1,97	1,23	1,99	1,80	2,67	1,99	1,40	2,30	2,12	2,39	2,67
L.L.W.	-0,70	-0,78	-0,88	-1,36	-1,10	-1,00	-0,80	-1,15	-0,86	-0,79	-1,36

Gemiddelde Tijkrommen



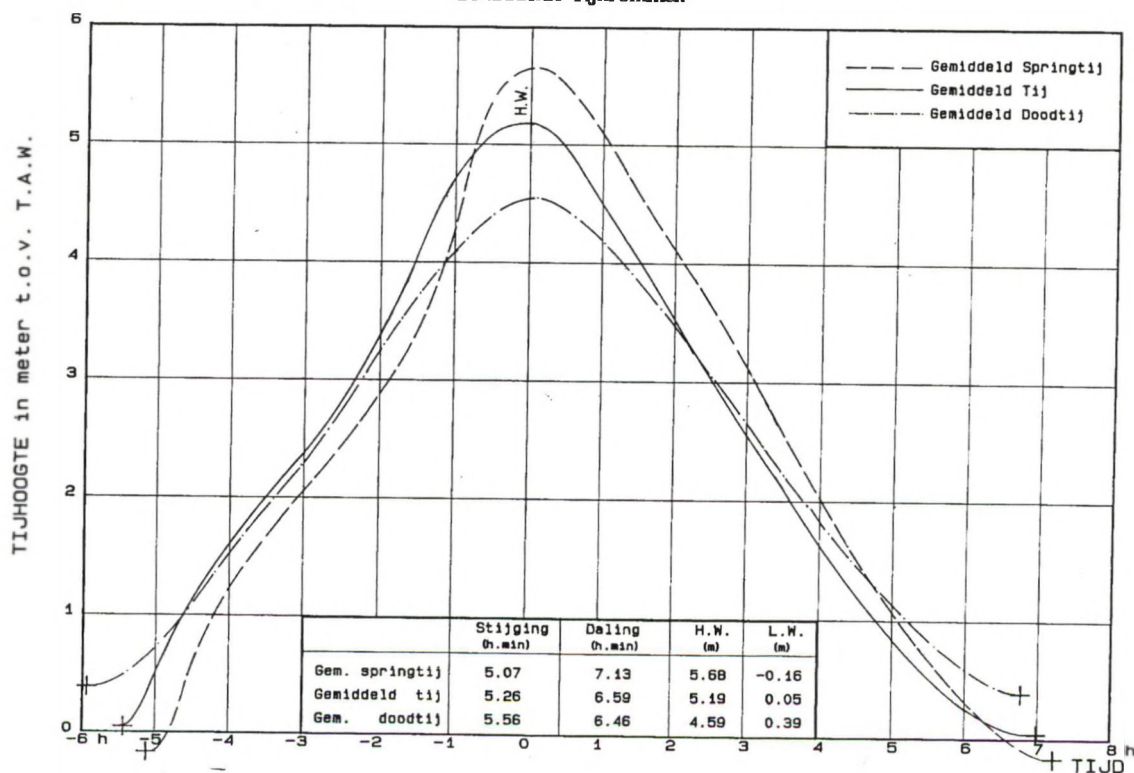
Figuur 3-1 Gemiddeld getij te Antwerpen

TABEL 12 - Kallo-Sluis

1981-1990

JAAR	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1981 1990
Gemiddeld tij	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
HW	5,26	5,17	5,21	5,17	5,16	5,12	5,19	5,26	5,17	5,21	5,19
LW	0,10	0,05	0,08	0,02	0,02	0,03	0,03	0,09	0,07	0,04	0,05
Tijverschil	5,16	5,12	5,13	5,15	5,14	5,09	5,16	5,17	5,10	5,17	5,14
Zomermaanden van mei t/m oktober											
HW	5,26	5,12	5,20	5,20	5,19	5,13	5,22	5,25	5,18	5,13	5,19
LW	0,06	0,03	0,05	0,02	-0,01	0,04	0,05	0,02	0,04	0,02	0,03
Tijverschil	5,20	5,09	5,15	5,18	5,20	5,09	5,17	5,23	5,14	5,11	5,16
Wintermaanden van november t/m april											
HW	5,26	5,22	5,22	5,14	5,13	5,11	5,16	5,27	5,17	5,29	5,20
LW	0,14	0,07	0,11	0,02	0,05	0,02	0,01	0,16	0,11	0,06	0,08
Tijverschil	5,12	5,15	5,11	5,12	5,08	5,09	5,15	5,11	5,06	5,23	5,12
Springtij											
HW	5,74	5,65	5,71	5,69	5,63	5,58	5,70	5,73	5,64	5,77	5,68
LW	-0,12	-0,21	-0,13	-0,25	-0,20	-0,18	-0,23	-0,15	-0,17	0,00	-0,16
Tijverschil	5,86	5,86	5,84	5,94	5,83	5,76	5,93	5,88	5,81	5,77	5,84
Doodtij											
HW	4,70	4,55	4,59	4,59	4,61	4,57	4,53	4,61	4,52	4,64	4,59
LW	0,38	0,37	0,37	0,31	0,41	0,41	0,38	0,42	0,48	0,40	0,39
Tijverschil	4,32	4,18	4,22	4,28	4,20	4,16	4,15	4,19	4,04	4,24	4,20
Uiterste standen											
H.H.W.	6,58	7,01	7,00	7,09	6,36	7,20	6,80	6,79	6,57	7,50	7,50
L.H.W.	3,66	3,42	2,92	3,72	3,78	3,36	3,12	3,36	3,75	3,50	2,92
H.L.W.	1,99	1,23	1,98	1,84	2,80	2,02	1,35	2,25	2,12	2,42	2,80
L.L.W.	-0,58	-0,72	-0,93	-1,35	-1,12	-1,03	-0,83	-1,26	-0,88	-0,78	-1,35

Gemiddelde Tijkrommen



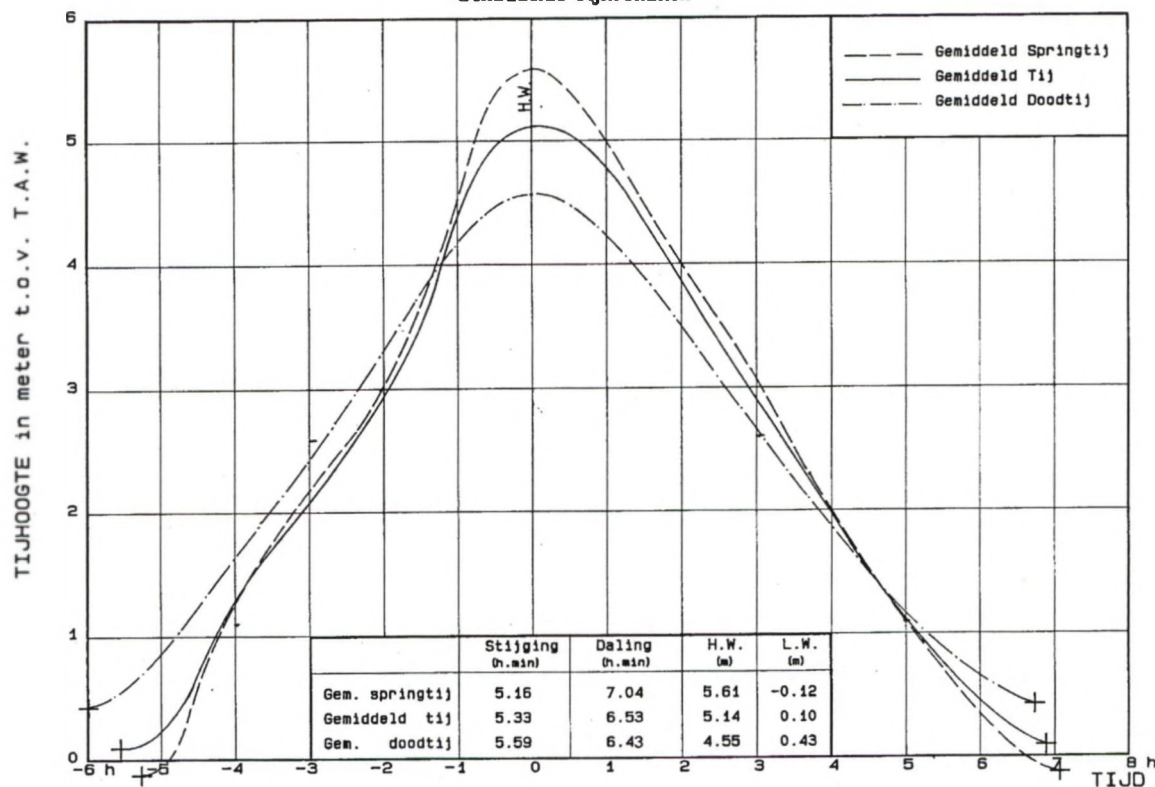
Figuur 3-2 Gemiddeld getij te Kallo

TABEL 11 - Liefkenshoek

1981-1990

JAAR	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1981 1990
Gemiddeld tij	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
HW	5,19	5,13	5,16	5,12	5,10	5,06	5,13	5,21	5,11	5,14	5,14
LW	0,09	0,08	0,11	0,07	0,07	0,08	0,08	0,16	0,10	0,13	0,10
Tijverschil	5,10	5,05	5,05	5,05	5,03	4,98	5,05	5,05	5,01	5,01	5,04
Zomermaanden van mei t/m oktober											
HW	5,19	5,10	5,14	5,15	5,13	5,07	5,17	5,20	5,11	5,08	5,13
LW	0,05	0,07	0,08	0,08	0,05	0,09	0,09	0,09	0,08	0,09	0,08
Tijverschil	5,14	5,03	5,06	5,07	5,08	4,98	5,08	5,11	5,03	4,99	5,05
Wintermaanden van november t/m april											
HW	5,20	5,16	5,18	5,09	5,07	5,05	5,09	5,22	5,12	5,20	5,14
LW	0,13	0,09	0,14	0,06	0,09	0,07	0,07	0,23	0,12	0,17	0,12
Tijverschil	5,07	5,07	5,04	5,03	4,98	4,98	5,02	4,99	5,00	5,03	5,02
Springtij											
HW	5,66	5,59	5,64	5,61	5,55	5,50	5,63	5,66	5,57	5,73	5,61
LW	-0,13	-0,18	-0,10	-0,20	-0,15	-0,13	-0,18	-0,08	-0,12	0,04	-0,12
Tijverschil	5,79	5,77	5,74	5,81	5,70	5,63	5,81	5,74	5,69	5,69	5,73
Doodtij											
HW	4,65	4,54	4,54	4,55	4,56	4,53	4,48	4,57	4,47	4,56	4,55
LW	0,38	0,38	0,40	0,36	0,45	0,45	0,41	0,48	0,52	0,46	0,43
Tijverschil	4,27	4,16	4,14	4,19	4,11	4,08	4,07	4,09	3,95	4,10	4,12
Uiterste standen											
H.H.W.	6,45	6,91	6,96	7,04	6,31	7,15	6,79	6,73	6,56	7,45	7,45
L.H.W.	3,55	3,35	2,92	3,68	3,70	3,31	3,08	3,31	3,72	3,46	2,92
H.L.W.	2,00	1,28	2,01	1,88	2,81	2,06	1,42	2,33	2,17	2,41	2,81
L.L.W.	-0,68	-0,72	-0,88	-1,31	-1,12	-0,97	-0,76	-1,19	-0,83	-0,74	-1,31

Gemiddelde Tijkrommen



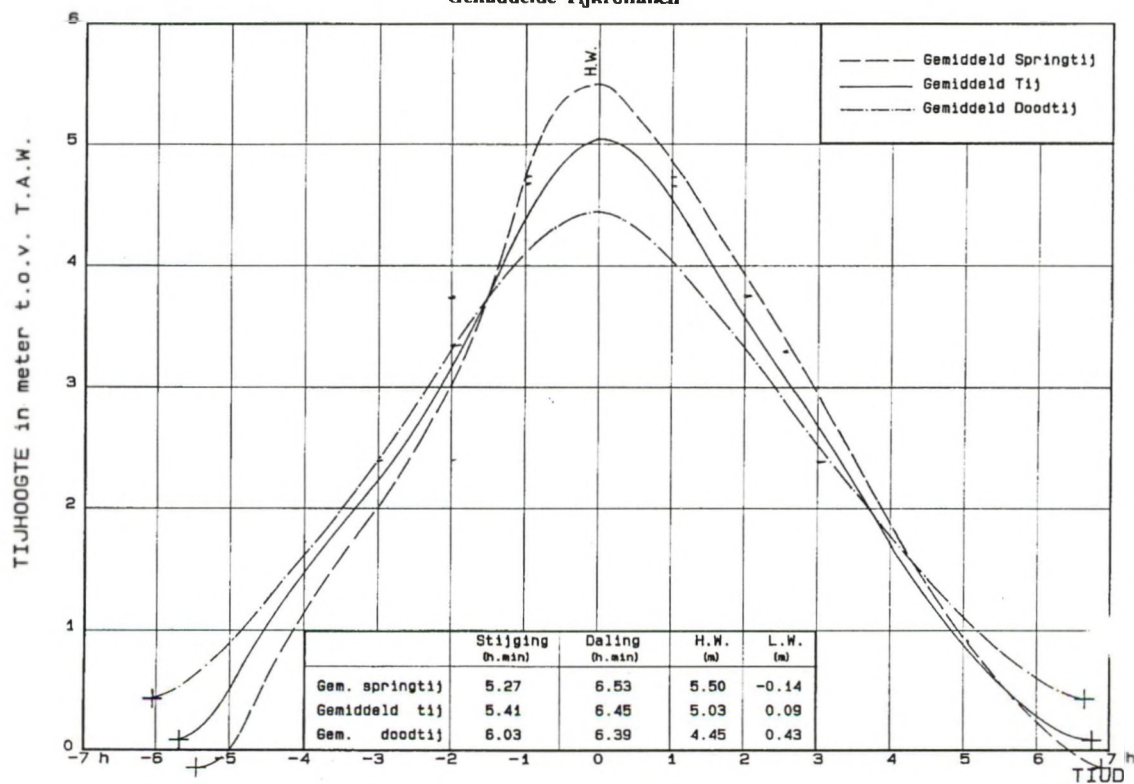
Figuur 3-3 Gemiddeld getij te Liefkenshoek

TABEL 10 - Prosperpolder

1981-1990

JAAR	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1981 1990
Gemiddeld tij	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
HW	5,06	5,02	5,06	5,01	5,00	4,98	5,03	5,10	5,02	5,04	5,03
LW	0,05	0,06	0,10	0,06	0,07	0,08	0,08	0,15	0,13	0,13	0,09
Tijverschil	5,01	4,96	4,96	4,95	4,93	4,90	4,95	4,95	4,89	4,91	4,94
Zomermaanden van mei t/m oktober											
HW	5,07	5,00	5,04	5,03	5,03	4,99	5,07	5,09	5,01	4,99	5,03
LW	0,02	0,06	0,07	0,06	0,05	0,09	0,10	0,10	0,09	0,08	0,07
Tijverschil	5,05	4,94	4,97	4,97	4,98	4,90	4,97	4,99	4,92	4,91	4,96
Wintermaanden van november t/m april											
HW	5,06	5,04	5,08	4,99	4,97	4,97	4,99	5,11	5,02	5,10	5,03
LW	0,09	0,06	0,13	0,06	0,09	0,07	0,06	0,21	0,16	0,19	0,11
Tijverschil	4,97	4,98	4,95	4,93	4,88	4,90	4,93	4,90	4,86	4,91	4,92
Springtij											
HW	5,52	5,47	5,53	5,49	5,43	5,40	5,53	5,55	5,46	5,63	5,50
LW	-0,18	-0,21	-0,11	-0,21	-0,15	-0,14	-0,19	-0,09	-0,12	0,05	-0,14
Tijverschil	5,70	5,68	5,64	5,70	5,58	5,54	5,72	5,64	5,58	5,58	5,64
Doodtij											
HW	4,52	4,45	4,46	4,46	4,47	4,44	4,38	4,48	4,39	4,48	4,45
LW	0,36	0,37	0,40	0,35	0,45	0,45	0,41	0,47	0,53	0,46	0,43
Tijverschil	4,16	4,08	4,06	4,11	4,02	3,99	3,97	4,01	3,86	4,02	4,02
Uiterste standen											
H.H.W.	6,34	6,73	6,84	6,91	6,22	7,02	6,69	6,64	6,46	7,38	7,38
L.H.W.	3,44	3,29	2,87	3,64	3,62	3,20	3,02	3,20	3,63	3,37	2,87
H.L.W.	2,04	1,26	2,01	1,89	2,76	2,00	1,39	2,31	2,19	2,41	2,76
L.L.W.	-0,73	-0,75	-0,90	-1,29	-1,10	-0,92	-0,82	-1,26	-0,84	-0,71	-1,29

Gemiddelde Tijkrommen



Figuur 3-4 Gemiddeld getij te Prosperpolder

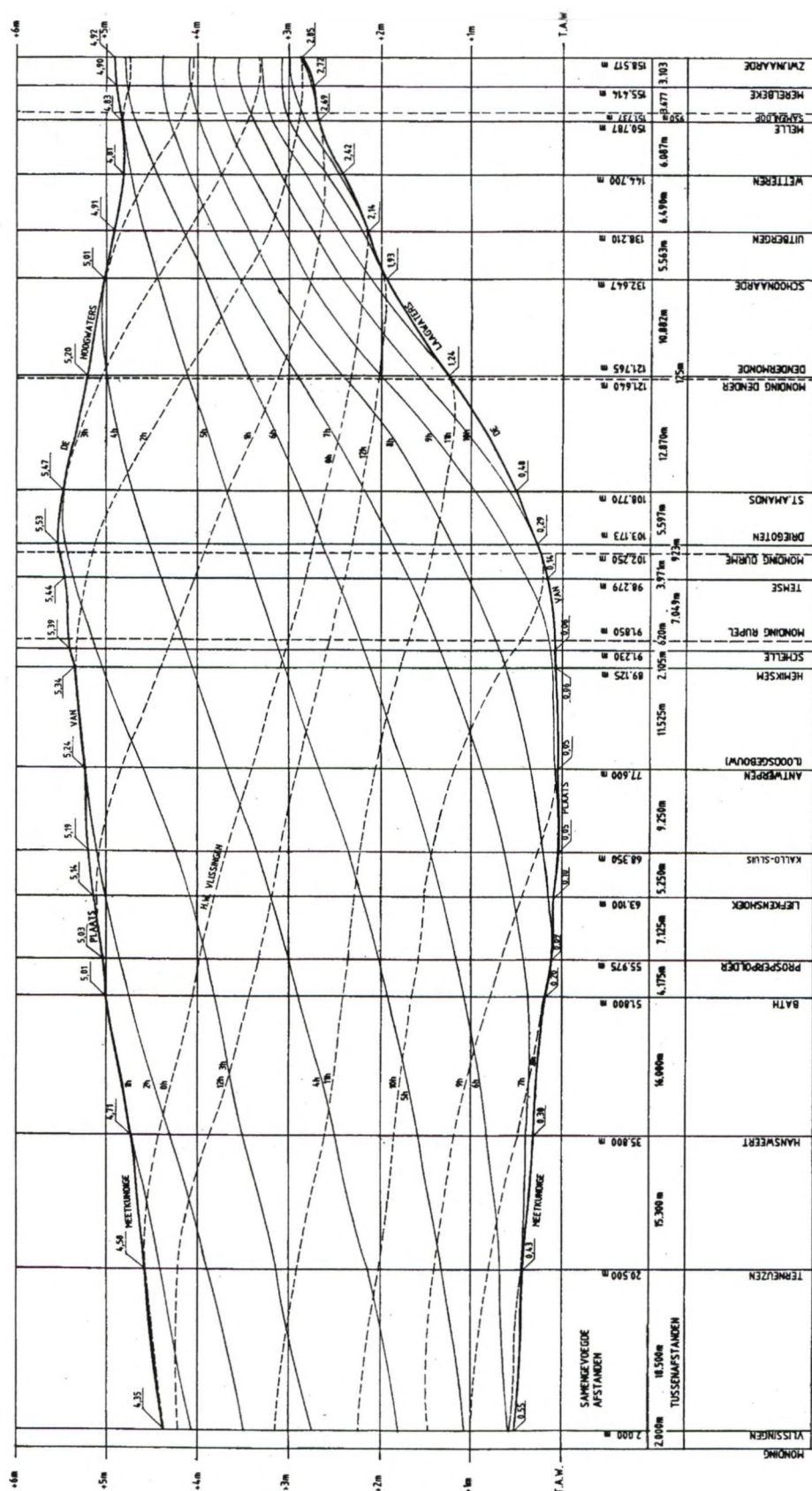


Fig. 14 - Ogenblikkelijke Verhanglijnen Gemiddeld Tij 1981-1990, Schelde

Figuur 3-5 Ogenblikkelijke verhanglijnen gemiddeld tij

3.1.1.2. **Stromingen**

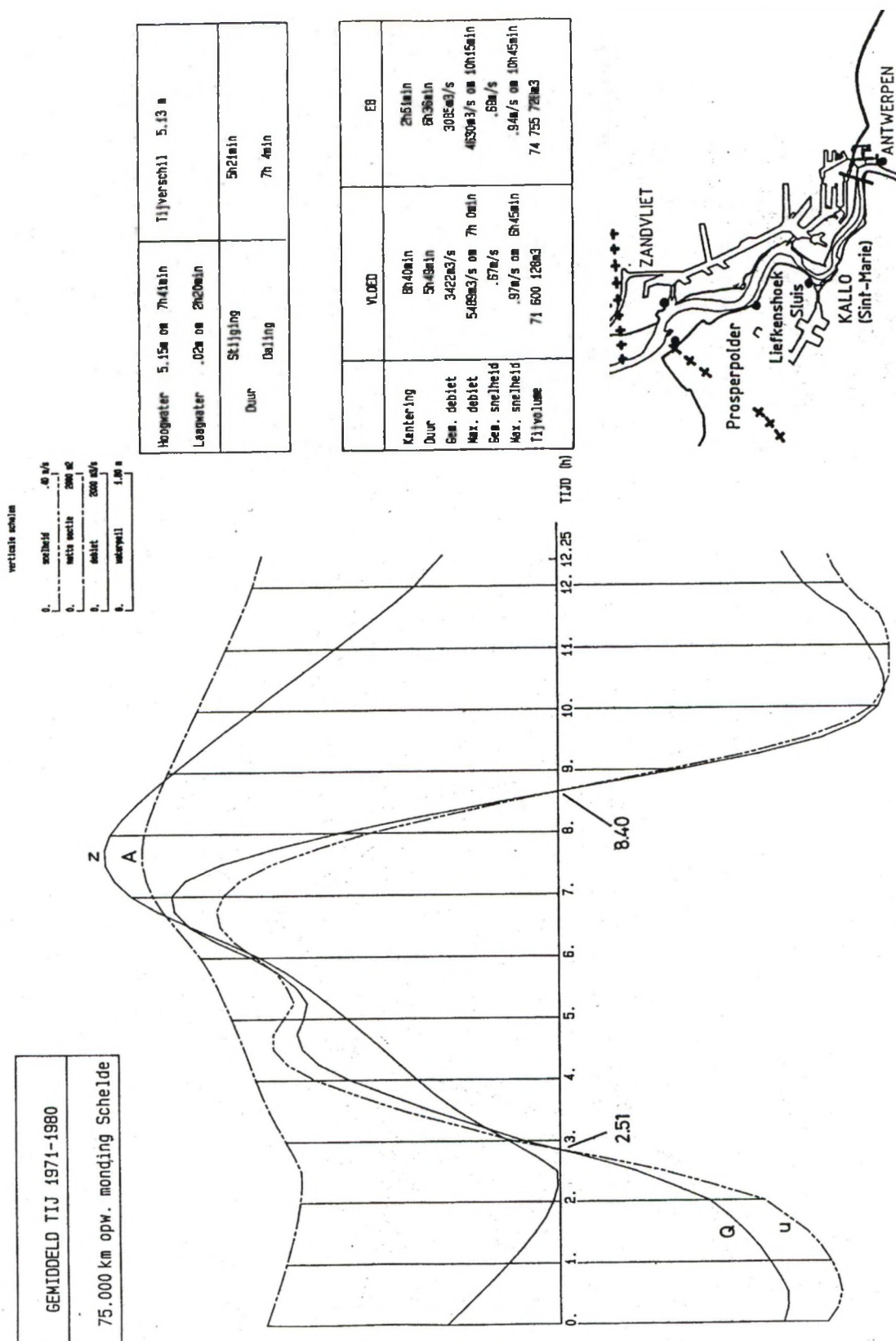
De stroming in de Beneden-Zeeschelde is sterk plaats- en tijdsafhankelijk. Zo concentreert de stroming zich bij eb vooral in de ebgeulen, bij vloed is de stroming meer gelijkmatig over de sectie verdeeld, met de maximale stroming op de vloodschaar. De ebgeul en vloodscharen komen vooral voor in het meest afwaartse deel.

Kentering is het ogenblik waarop de ebstroming overgaat in vloedstroming en omgekeerd, theoretisch komt dit overeen met het tijdstip waarop de snelheid gelijk is aan nul. Wegens het voorkomen van o.a. neren, secundaire stromingen, horizontale en verticale saliniteitsgradiënten is de snelheid in een punt nooit gelijk aan nul. Het blijkt ook uit de snelheidsgegevens dat zowel laagwater- als hoogwaterkentering vroeger optreden tijdens doottij dan tijdens springtij en dat een vloed langer en een eb korter duurt bij doottij dan bij springtij.

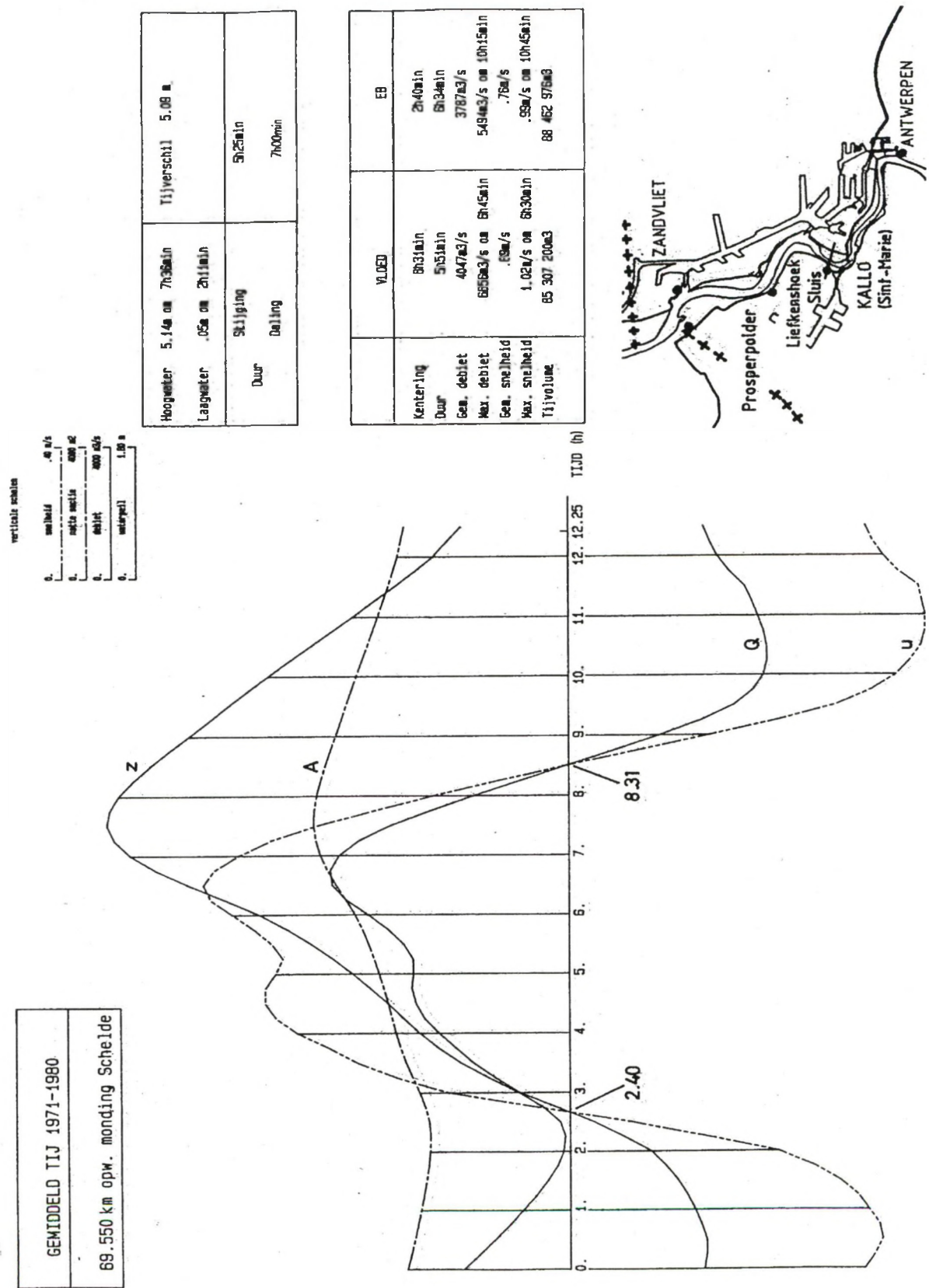
Metingen tonen aan dat de stroming heel geleidelijk van richting verandert en dat kentering dus een zekere tijd duurt (± 1 h00). Uit 13-uursmetingen (referenties) blijkt verder dat laagwaterkentering op een verschillend tijdstip begint afhankelijk van de plaats van het meetpunt in de dwarssectie. De stroomrichting in de meetpunten gelegen op de ondiepere plaatsen verandert vroeger dan in de meetpunten gelegen in de vaargeul. Deze faseverschuiving in laagwaterkentering over een dwarssectie bedraagt ongeveer 1 uur ter hoogte van de Drempel van Zandvliet. Hoogwaterkentering verloopt meer synchroon over de breedte van de rivier. Deze verschillen in kenteringstijdstip/-periode zijn het gevolg van het feit dat de ebstroom de vaargeul volgt terwijl de vloedstroom haar maximum heeft in de vloodscharen. Een ander effect dat het tijdstip van kentering beïnvloed zijn de verticale en horizontale saliniteitsgradiënten en de daaruit voortvloeiende verandering in het snelheidsprofiel. Uit de boven aangehaalde 13-uursmetingen blijkt dat tijdens eb en vloed de vorm van de snelheidsverticalen verschilt. Aan het oppervlak is een zeewaartse component en aan de bodem een landwaartse component waarneembaar. Dit resulteert in een afname van de snelheid aan de oppervlakte tijdens vloed en een toename ervan tijdens eb t.o.v. het theoretische logaritmische snelheidsprofiel. Tijdens kentering kan naargelang de grootte van de saliniteitsgradiënt een tweelagenstroming zich ontwikkelen.

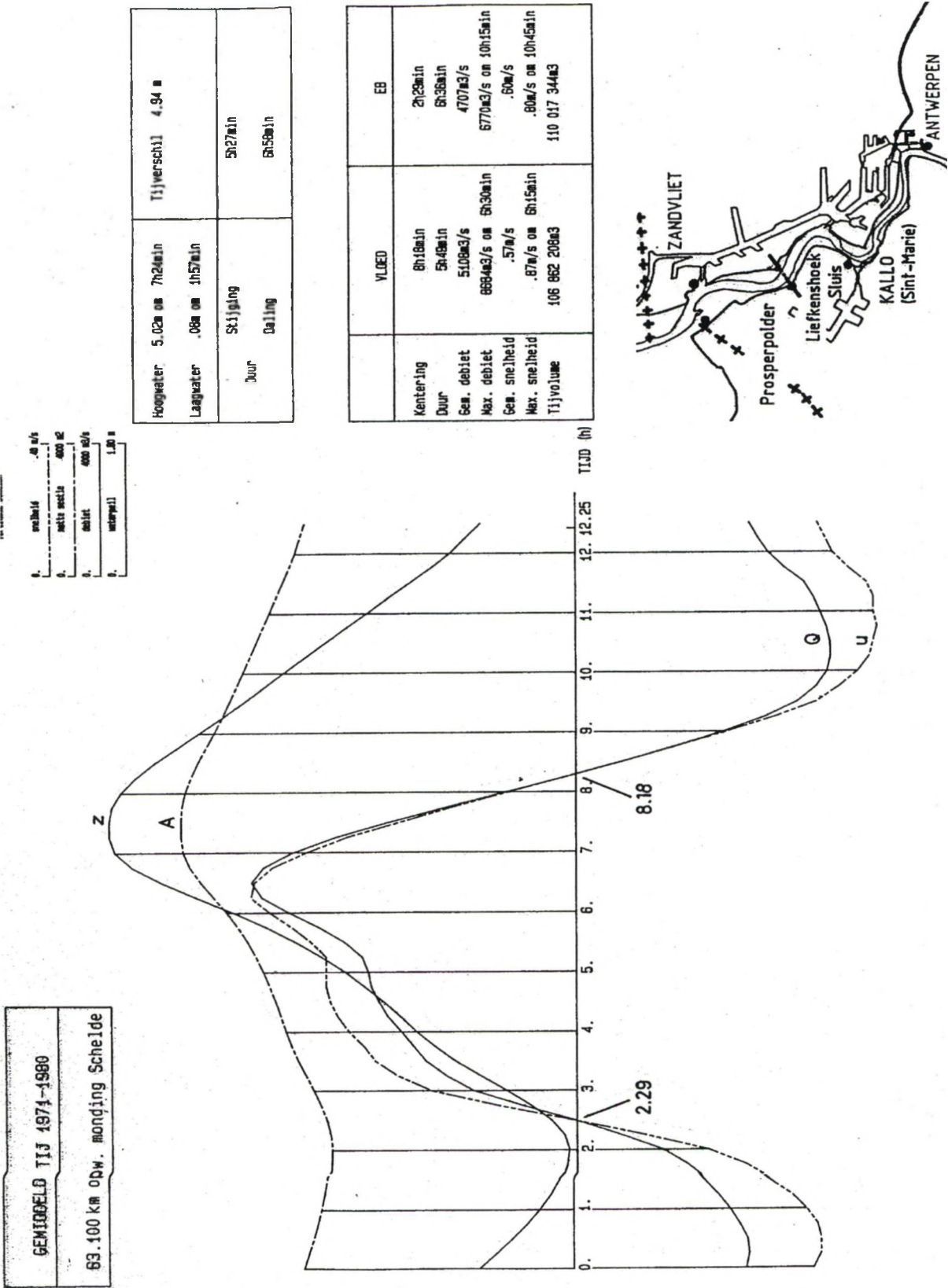
3.1.1.2.1 **Sectiegemiddelde grootheden**

Figuur 3-6 t/m Figuur 3-9 geeft voor 4 meetstations de variatie van waterhoogte, dwarssectie, sectie-gemiddelde snelheid en debiet tijdens een tijcyclus (gemiddeld getij) (WLB, 1996). De debieten worden besproken in §3.1.1.3)

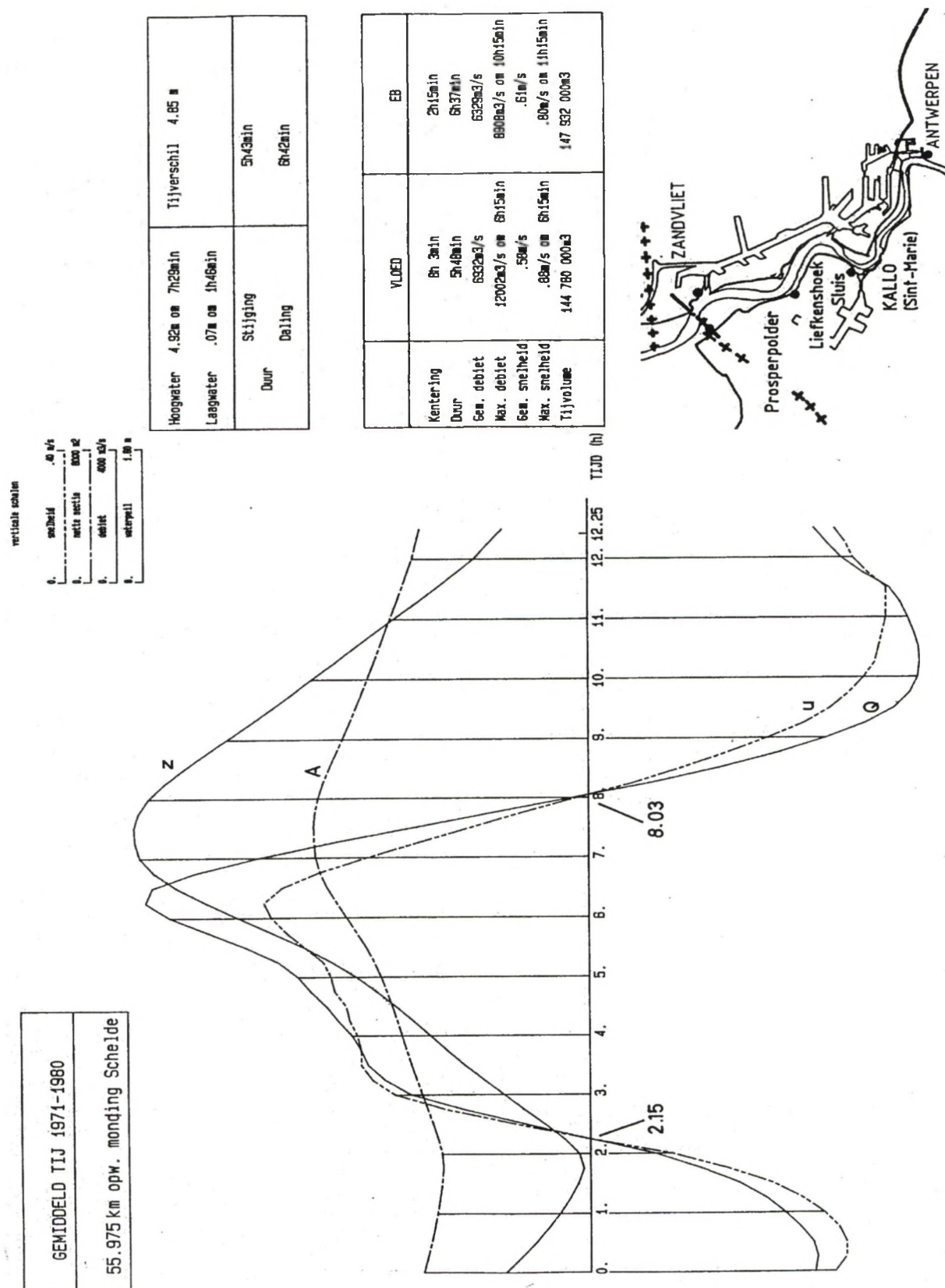


Figuur 3-6 Evolutie van waterhoogte, debiet, snelheid en dwarssectie (Antwerpen)





Figuur 3-8 Evolutie van waterhoogte, debiet, snelheid en dwarssectie (Liefkenshoek)



Figuur 3-9 Evolutie van waterhoogte, debiet, snelheid en dwarssectie (Prosperpolder)

3.1.1.2..2 Snelheidsverdeling in de dwarssectie

Ter illustratie zal de complexe snelheidsverdeling over een dwarssectie getoond worden voor drie secties in de Beneden-Zeeschelde, nl. op de Drempel van Zandvliet (ter hoogte van de sluis van Zandvliet) op de Plaat van Lillo en ter hoogte van Oosterweel.

3.1.1.2..2.1 Drempel van Zandvliet

De vertikaal gemiddelde snelheden in de verschillende meetpunten zijn uitgezet in Figuur 3-10 en Figuur 3-11 (eb is positief, vloed negatief), meetpunt 1 ligt aan de rechteroever, meetpunt 5 aan de linkeroever, meetpunten 1, 2 en 3 liggen in de ebgeul, 4 en 5 in de vloodschaar. Uit de figuren komt duidelijk het asymmetrische karakter van de snelheden naar voor. Tijdens vloed is er een dubbele piek aanwezig, terwijl het snelheidsverloop tijdens eb regelmatig is. Deze dubbele piek in de vloedcurve is tijdens doortij nauwelijks zichtbaar. De maximale snelheden tijdens vloed zijn groter dan tijdens eb.

Ook kan men zien dat de laagwaterkentering op een verschillend tijdstip begint afhankelijk van de plaats van het meetpunt. Kentering is hier gedefinieerd als het tijdstip bepaald door de minimum vertikaal gemiddelde snelheden. De stroomrichting in de meetpunten gelegen op de ondiepere gedeelten verandert vroeger dan in de vaargeul. De faseverschuiving in laagwaterkentering duurt ongeveer 1 uur. De hoogwaterkentering verloopt veel meer synchroon. Enkel aan de rechteroever tijdens springtij is het tijdstip van hoogwaterkentering ongeveer 1 uur vroeger dan op de andere plaatsen. Deze verschillen in kenteringstijdstippen zijn het gevolg van het feit dat de ebstroom meer de vaargeul volgt terwijl de vloedstroom haar maximum heeft in het midden van de rivier (Schaar van Ouden Doel)

In Figuur 3-12 en Figuur 3-13 zijn enkele karakteristieke snelheidsvertikalen opgesteld. Uit deze figuren valt op dat tijdens eb en vloed de snelheidsprofielen vervormd zijn. Aan het oppervlak is een zeewaartse component en aan de bodem een landwaartse component waarneembaar. Dit veroorzaakt tijdens vloed een verhoogde en tijdens eb een verlaagde snelheidsgradiënt t.o.v. het theoretisch logaritmisch profiel. Deze vervorming is het gevolg van de aanwezigheid van dichtheidsverschillen ten gevolge van saliniteitsverschillen. Tijdens de hoogwaterkentering kan men duidelijk de invloed van stratificatie waarnemen. De stroming in de onderlaag is naar opwaarts gericht, terwijl in de bovenlaag reeds het zoeter water naar zee stroomt. Deze tweelagenstroming wijst op een duidelijke verticale gelaagdheid van de saliniteit (cfr. 3.1.1.4).

In Figuur 3-14 zijn de snelheidsverdelingen in de dwarssectie weergegeven bij maximale eb- en vloedstroming.

Om een overzicht te bekomen van wat gebeurt tijdens een getijcyclus in de verschillende punten worden de contourlijnen van snelheid voorgesteld in Figuur 3-15 en Figuur 3-16. Hieruit blijkt dat de snelheden maximaal zijn tijdens eb in de vaargeul (meetpunt 1) en tijdens vloed in de Schaar van Ouden Doel (meetpunt 4 en 5).

3.1.1.2..2.2 Plaat van Lillo

Uit Figuur 3-17 blijkt dat de faseverschuiving in kentering naargelang de plaats nauwelijks waarneembaar is op de Plaat van Lillo (nummering van de punten van linkeroever naar rechteroever, meetpunt 4 ligt in het ondiepere gedeelte).

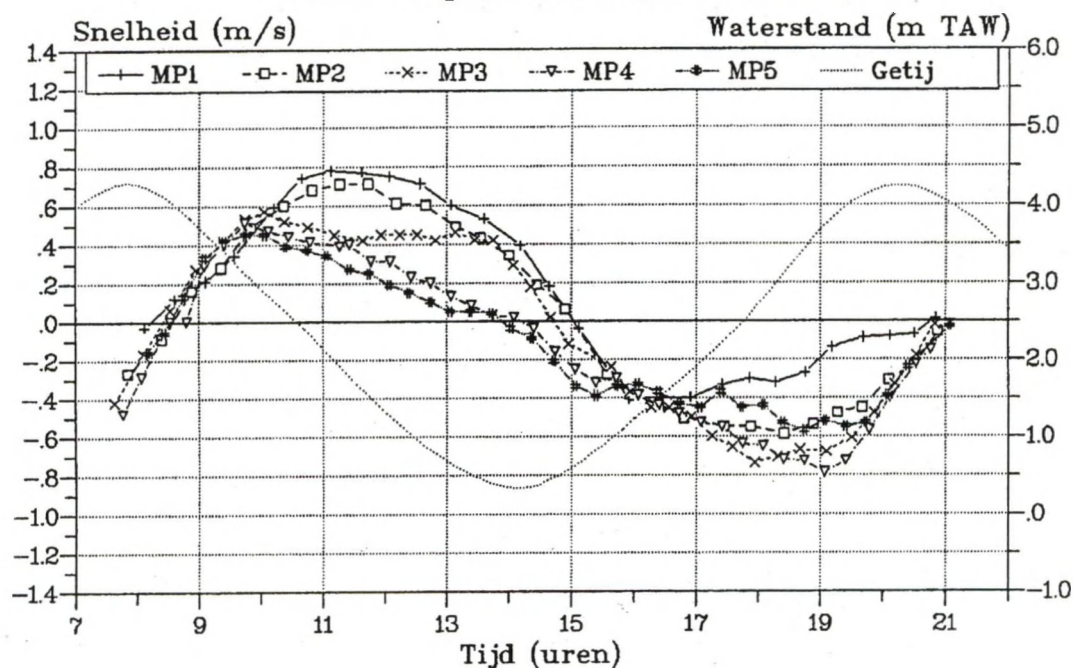
De waarnemingen (Figuur 3-18) betreffende de verticale snelheidsprofielen sluiten aan bij deze voor de Drempel van Zandvliet.

3.1.1.2..2.3 Oosterweel

Door de Antwerpse Zeediensten werden bij een springtij (30/09/1977) in 6 punten snelheidsprofielen opgemeten (AZ, 1978). In Figuur 3-19 en Figuur 3-20 zijn de profielen weergegeven bij maximale vloed en eb.

Doodtij 27/09/90 – Drempel van Zandvliet

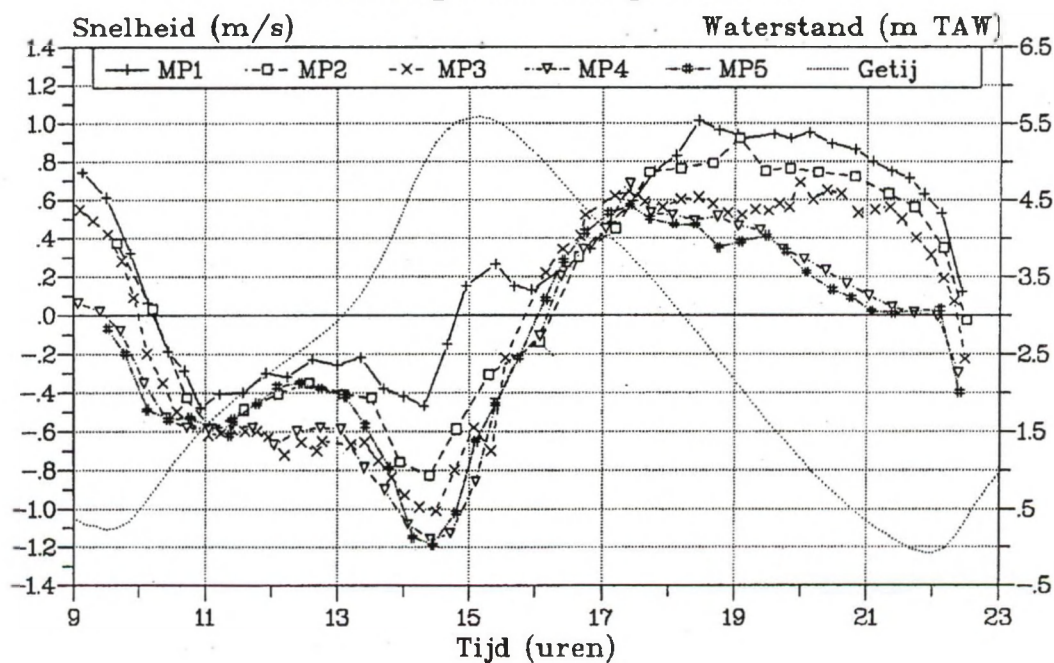
Verticaal gemiddelde grootheden



Figuur 3-10 Vertikaal gemiddelde snelheden (Doodtij 27/09/90)

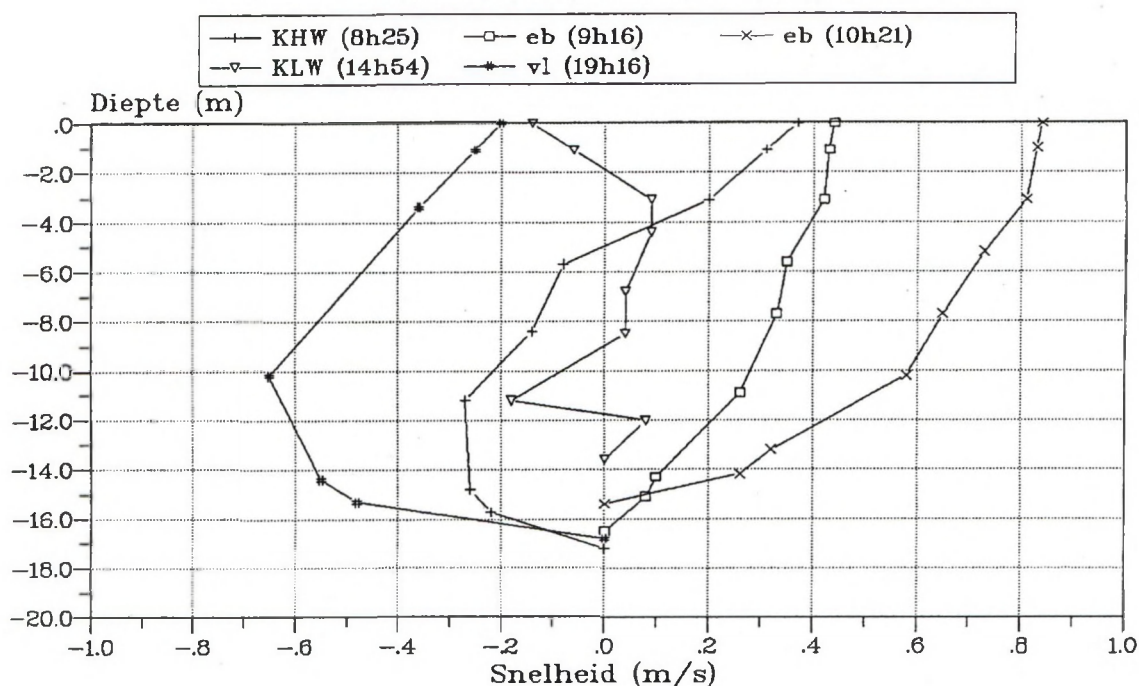
Springtij 04/10/90 – Drempel van Zandvliet

Verticaal gemiddelde grootheden



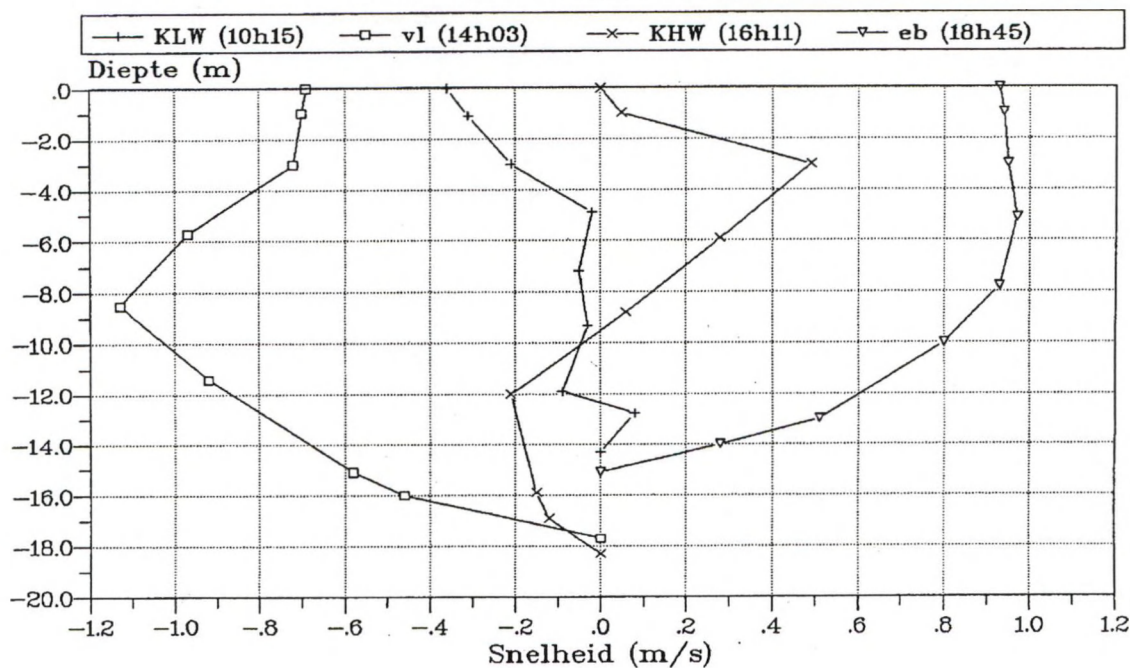
Figuur 3-11 Vertikaal gemiddelde snelheden (Springtij 04/10/90)

Doodtij 27/09/90 – Drempel van Zandvliet
Snelheidsverticalen: Meetpunt 2

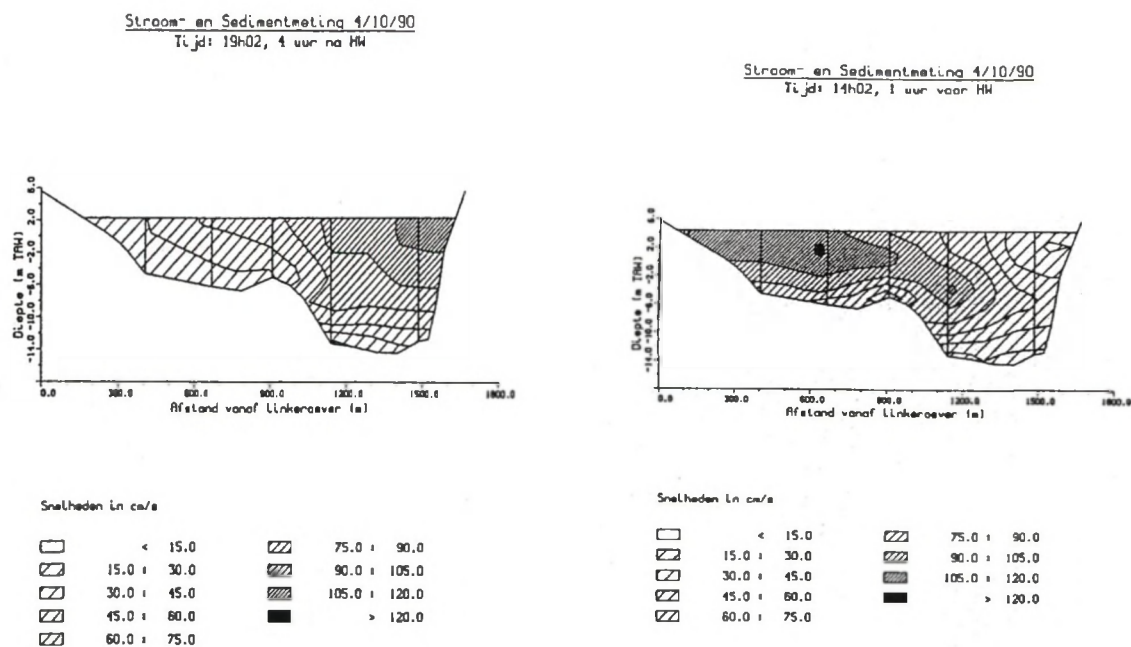


Figuur 3-12 Snelheidsprofielen in meetpunt 2 (ebgeul) op de Drempel van Zandvliet (Doodtij 27/09/90)

Springtij 04/10/90 – Drempel van Zandvliet
Snelheidsverticalen: Meetpunt 2

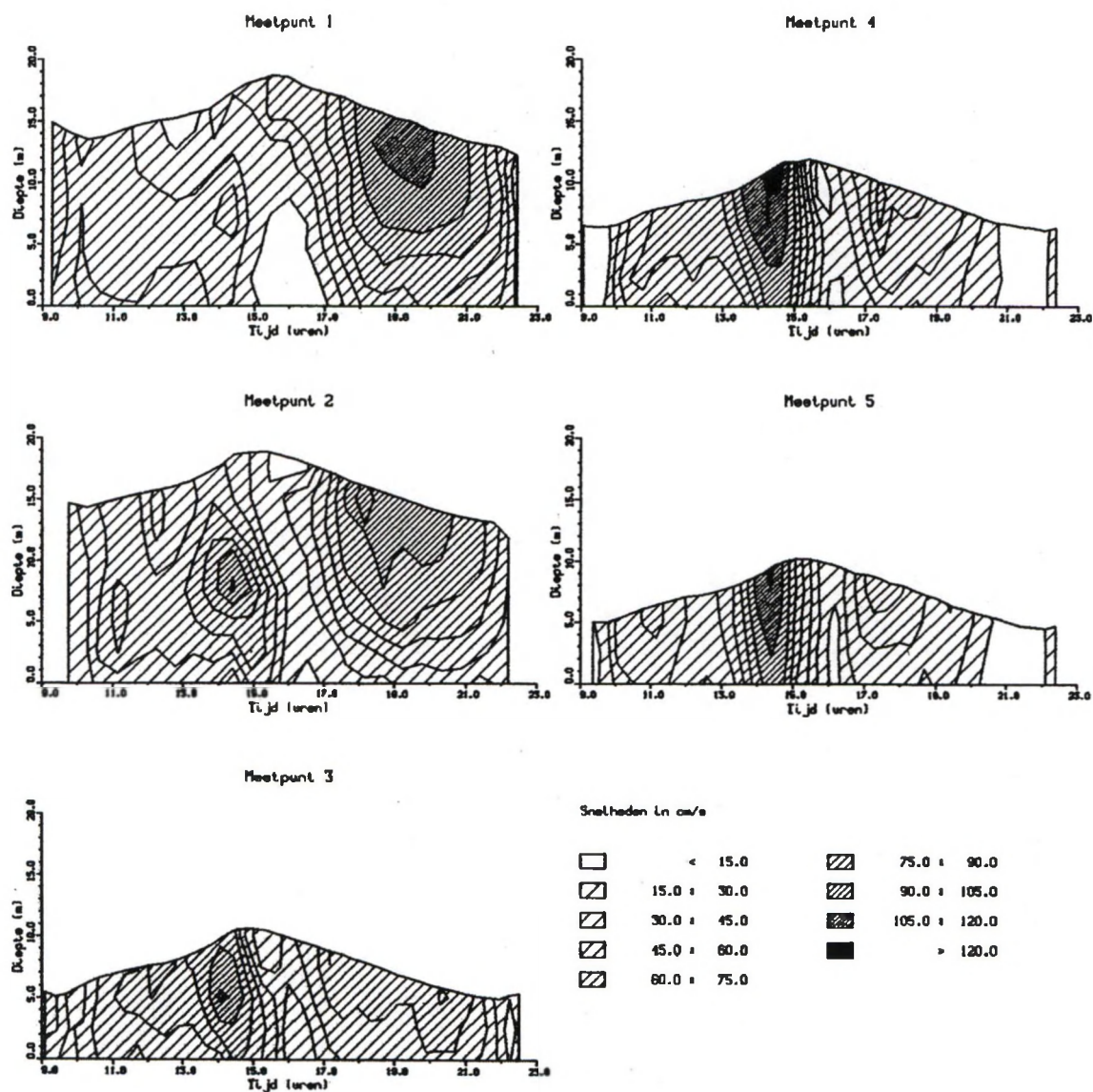


Figuur 3-13 Snelheidsprofielen in meetpunt 2 (ebgeul) op de Drempel van Zandvliet (Springtij 04/10/90)



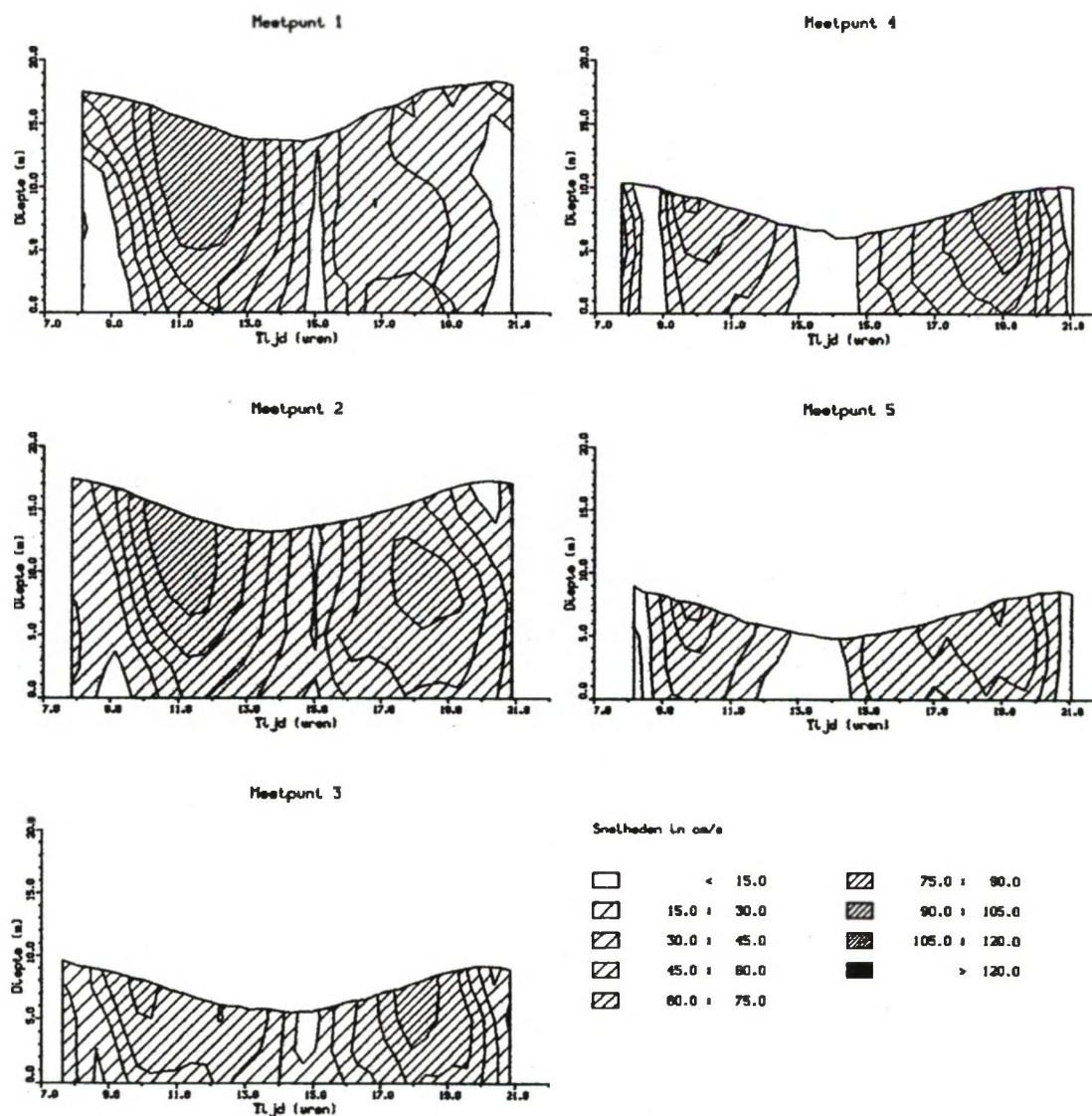
Figuur 3-14 Snelheidsverdeling over de dwarssectie bij springtij resp. bij max. eb en vloed.

Springtij 04/10/90 - Drempel van Zandvliet
 Contourlijnen Snelheid



Figuur 3-15 Isolijnen snelheden in functie van de tijd (springtij)

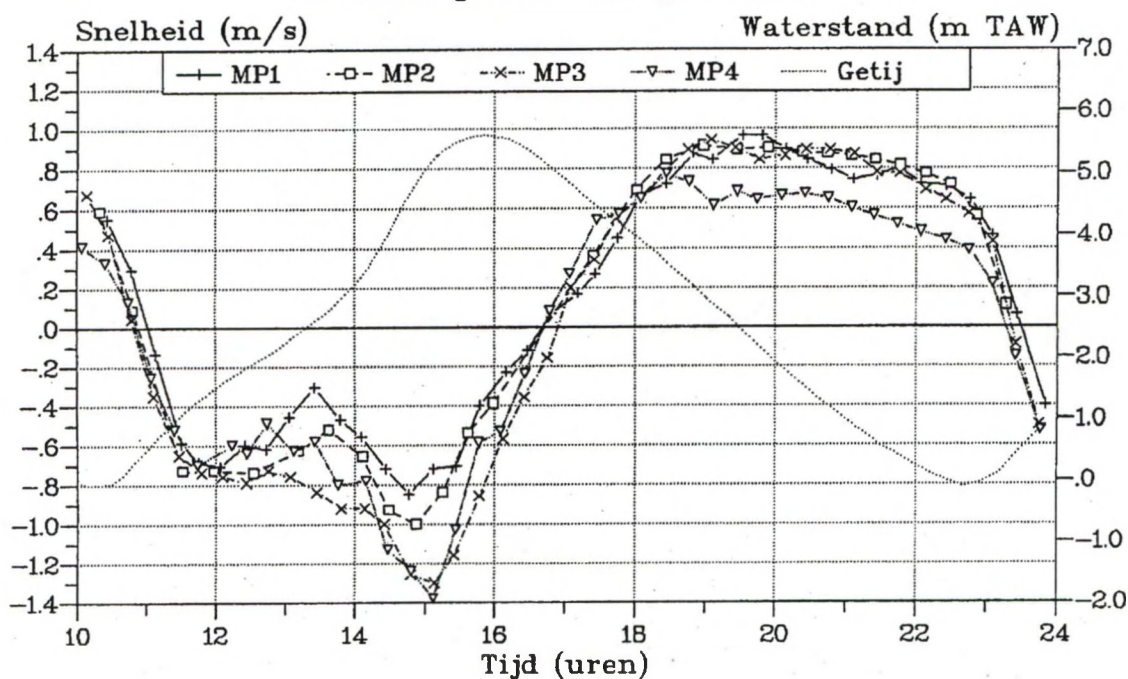
Doodtij 27/09/90 - Drempel van Zandvliet
Contourlijnen Snelheid



Figuur 3-16 Isolijnen snelheden in functie van de tijd (doodtij)

Springtij 13/06/91 – Plaat van Lillo

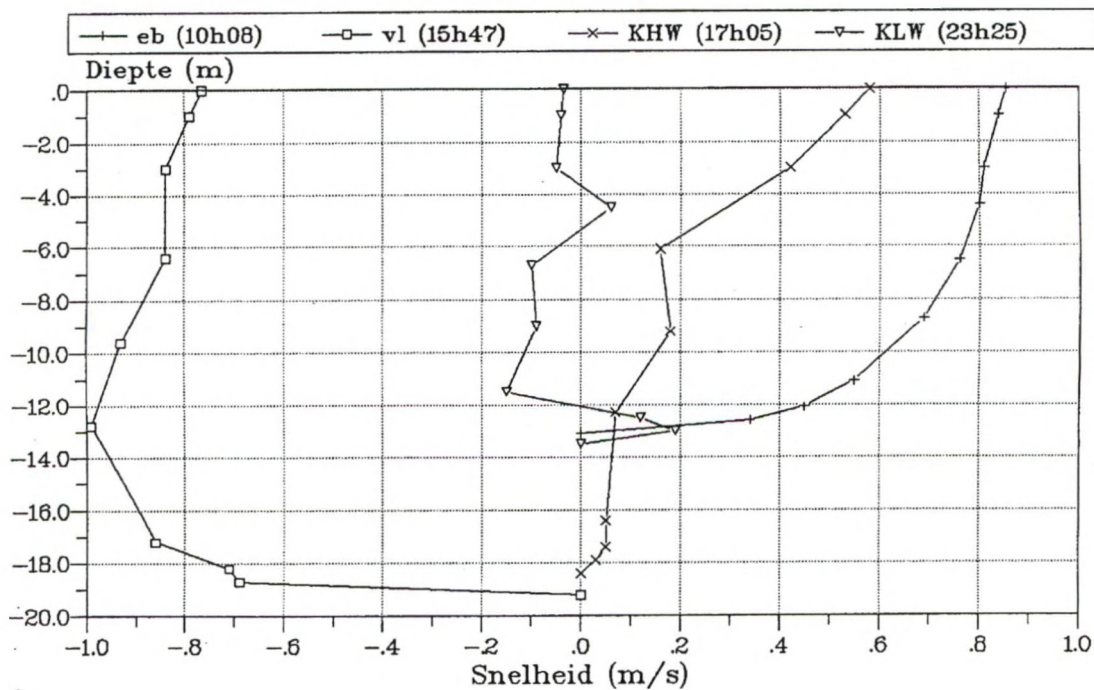
Verticaal gemiddelde grootheden



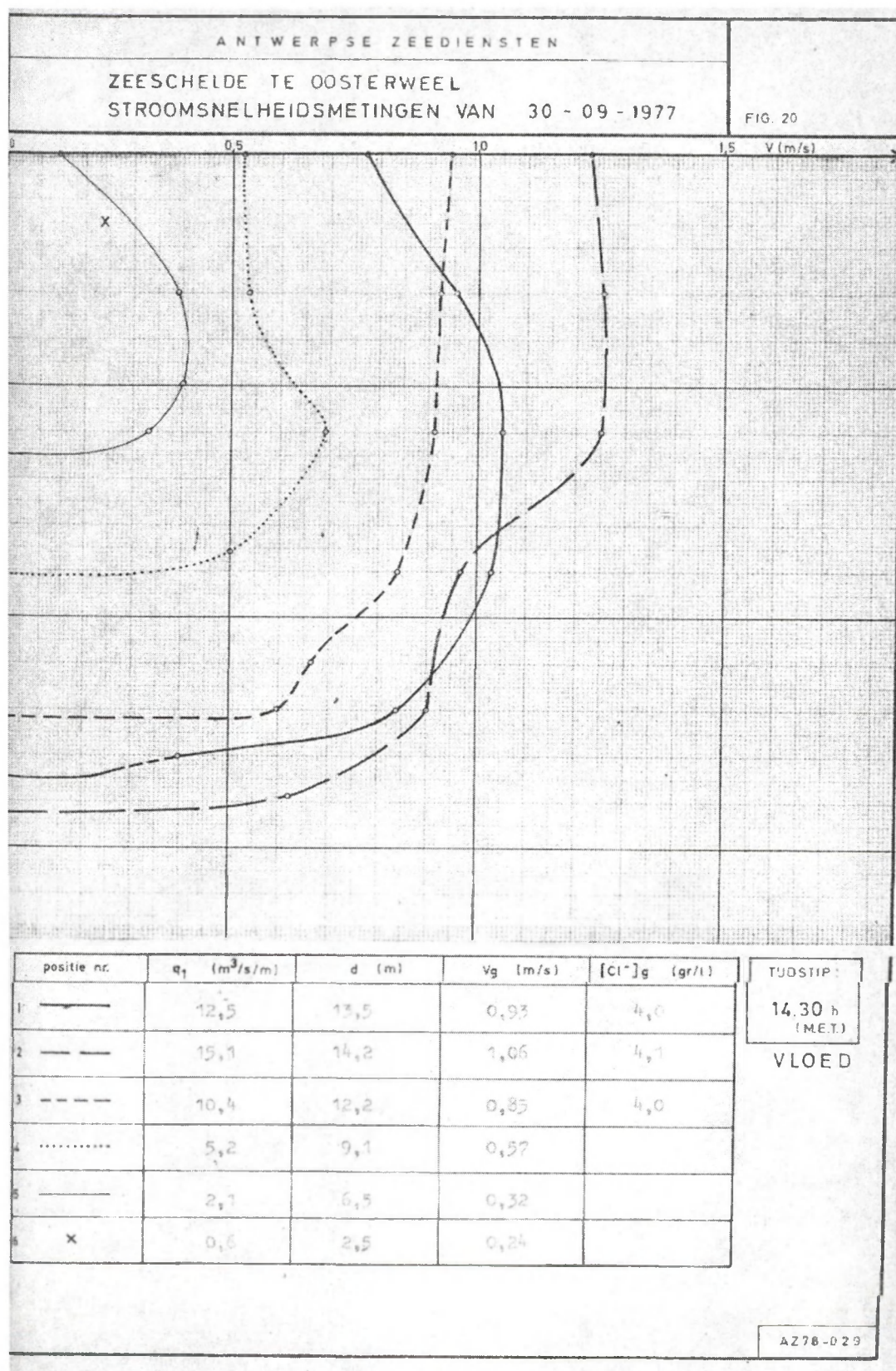
Figuur 3-17 Vertikaal gemiddelde snelheden, Plaat van Lillo (Springtij 13/06/91)

Springtij 13/06/91 – Plaat van Lillo

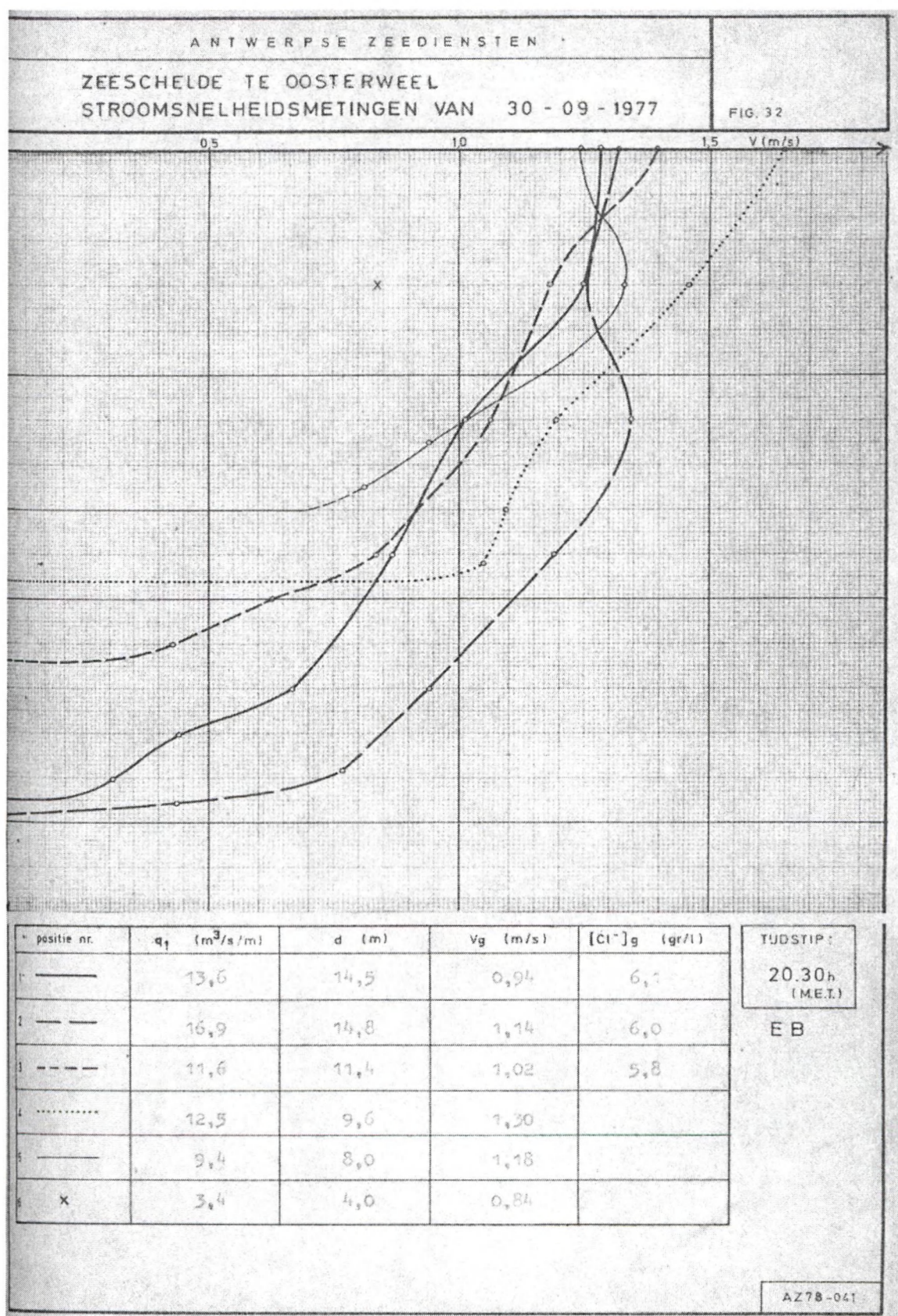
Snelheidsverticalen: Meetpunt 3



Figuur 3-18 Snelheidsprofielen in meetpunt 3 (ebgeul) op de Plaat van Lillo (Springtij 13/06/91)



Figuur 3-19 Snelheidsprofielen in 6 meetpunten tijdens max vloed te Oosterweel (Springtij 30/09/77)



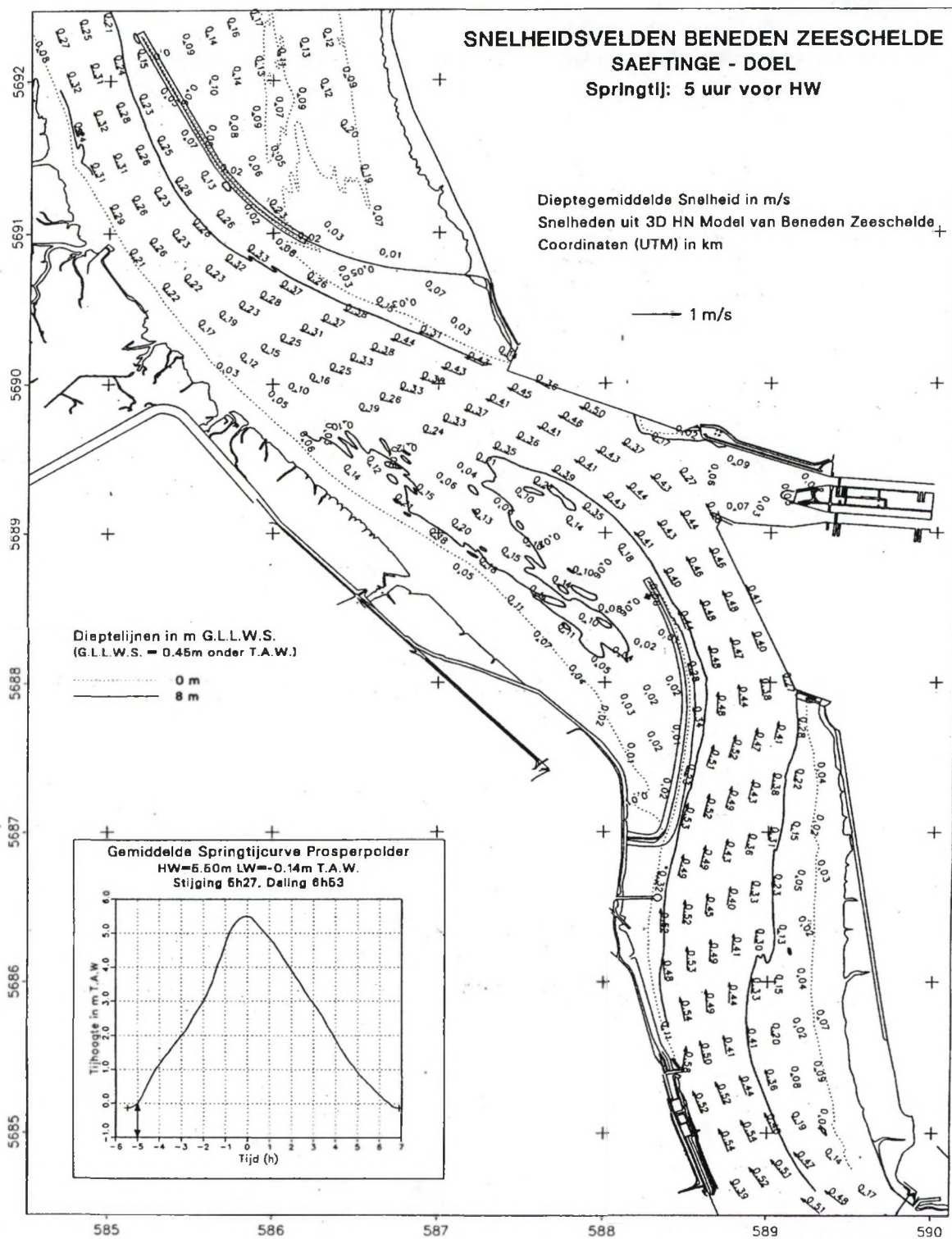
Figuur 3-20 Snelheidsprofielen in 6 meetpunten tijdens max eb te Oosterweel (Springtij 30/09/77)

3.1.1.2..3 Dieptegemiddelde snelheden

Ter hoogte van Oosterweel werden door de Antwerpse Zeediensten op 29 april en 11 mei 1977 met stokdrijvers dieptegemiddelde snelheden bekomen (AZ, 1977).

Uit het 3D hydrodynamisch model van de Beneden Zeeschelde (Bath-Meestoof) werden dieptegemiddelde snelheden afgeleid (IMDC, 1997). Voor de omgeving van de Schaar van Oude Doel worden ter illustratie de resultaten weergegeven bij laagwater- en hoogwaterkentering en bij maximale vloed en eb

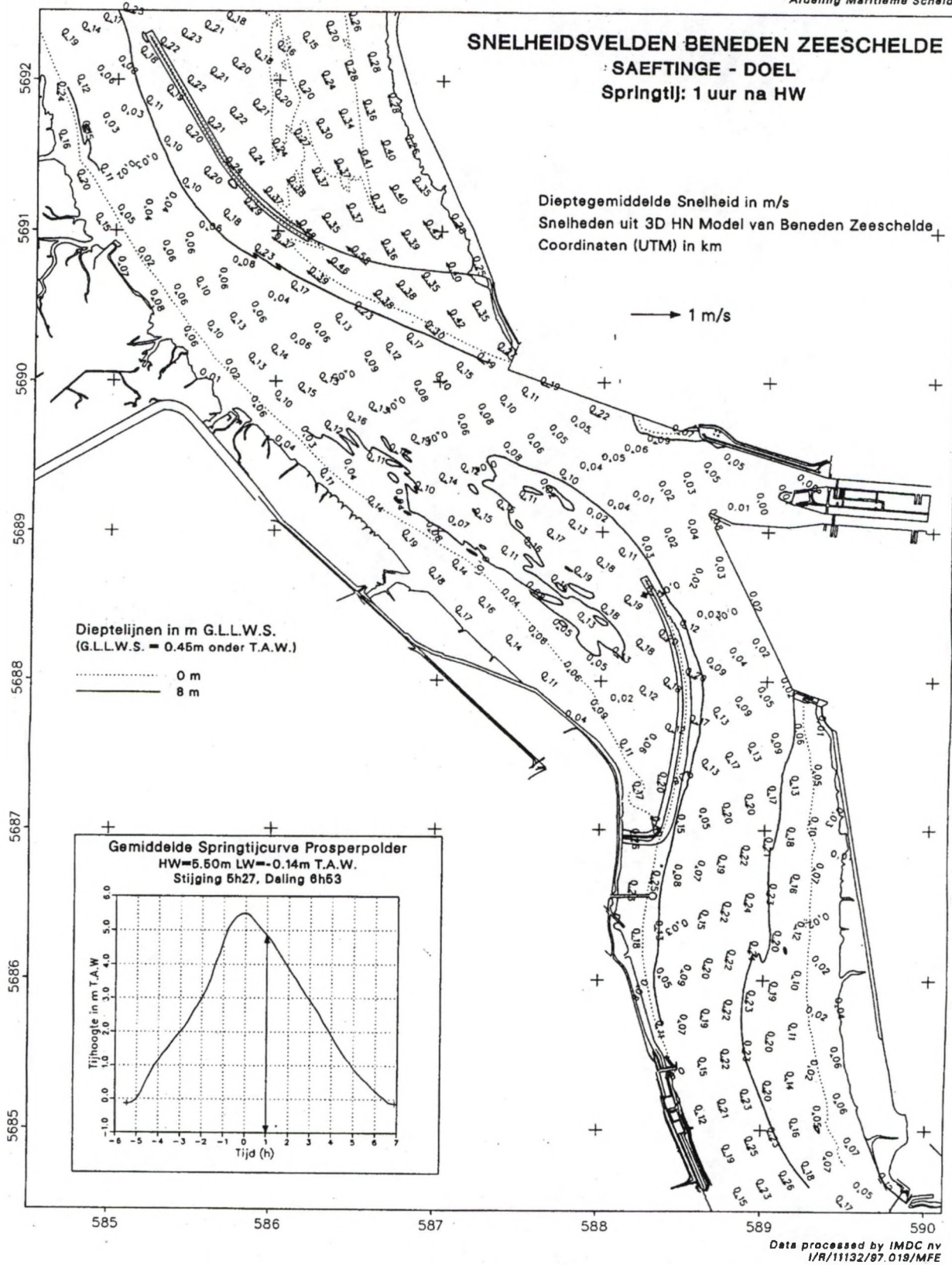
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Afdeling Maritieme Schelde



Figuur 3-21 Snelheidsvectoren bij laagwaterkentering

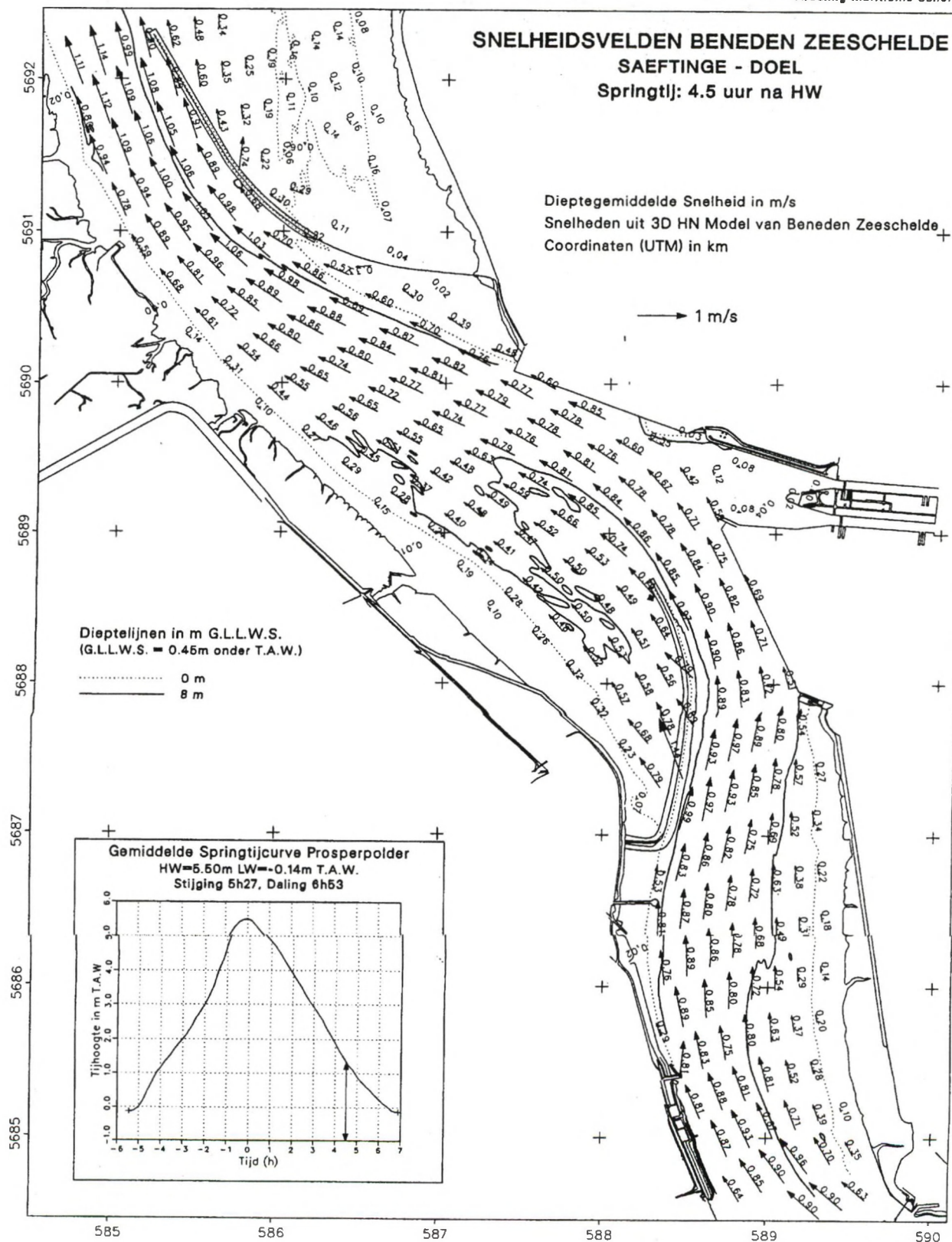


Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Afdeling Maritieme Schelde



Figuur 3-23 Snelheidsvectoren bij hoogwaterkentering

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Afdeling Maritieme Schelde



Figuur 3-24 Snelheidsvectoren bij maximale vloed

3.1.1.3. *Debieten*

3.1.1.3.1 *Lokale debieten (eb en vloed)*

In Figuur 3-6 t/m Figuur 3-9 werden de debieten weergegevens gedurende een tijdcyclus, evenals vloed- en ebvolumes. Hieruit blijkt ook dat het verschil in tijvolume bij vloed (volume water dat door een sectie stroomt richting Gent) en het tijvolume bij eb (richting monding) varieert tussen 4% van het vloedvolume in Antwerpen en 2% in Prosperpolder. Het verschil wordt verklaart door het bovendebiet (d.i. het volume (regen)water dat afgevoerd moet worden) dat tussen 100 en 125 m³/s ligt te Schelle (zie §3.1.1.3.2).

Tabel 3-5 geeft enkele karakteristieken weer voor 4 dwarssecties van de Beneden-Zeeschelde.

Tabel 3-5 Dwarsgemiddelde snelheden, gemiddelde debieten, tijvolume en netto verplaatst volume water in 4 dwarssecties van de Beneden-Zeeschelde voor een gewoon tij

	Prosperpolder		Liefkenshoek		Kallo		Antwerpen	
	eb	vloed	eb	vloed	eb	vloed	eb	vloed
Gem.snelh.(m/s)	0.61	0.58	0.60	0.57	0.76	0.69	0.69	0.67
Gem. Debiet(m ³ /s)	6329	6932	4707	5108	3787	4047	3085	3422
Tijvolume(10 ⁶ m ³)	147.9	144.7	110.0	106.9	88.5	85.3	74.5	71.6
Net. Volume (10 ⁶ m ³)	3.2		3.1		3.2		2.9	

3.1.1.3.2 *Bovendebieten*

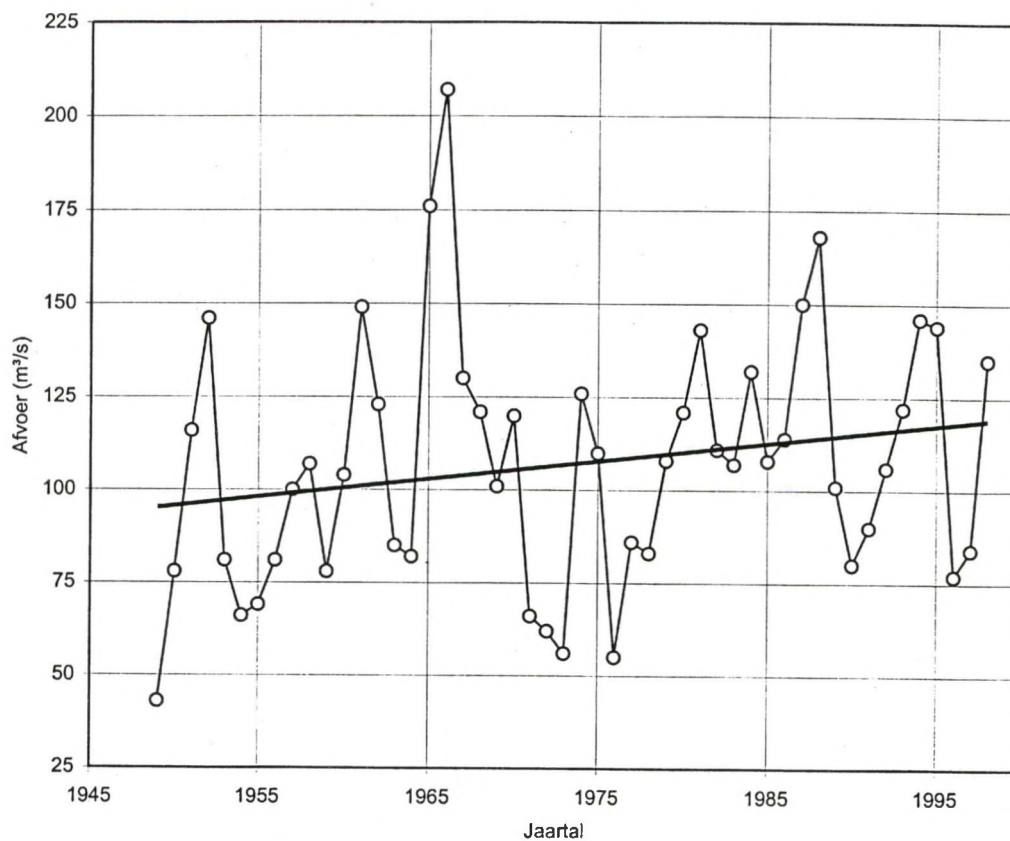
De data van de bovendebieten worden verzameld door de afdeling Maritieme Schelde in een aantal meetposten gelegen buiten de invloed van het getij. Deze debieten aan de meetraaien worden omgerekend naar debieten aan de monding van de verschillende zijrivieren en naar een totaal bovendebiet te Schelle, zie AZ (1974).

De meetraaien zijn gelegen te Melle (Schelde), Dendermonde (Dender), Eppegem (Zenne), Haacht (Dijle), Itegem (Grote Nete) en Grobbendonk (Kleine Nete). Te Melle en Dendermonde wordt het debiet gemeten met een akoestische debietsmeter terwijl in de andere meetposten een waterhoogte gemeten wordt en het debiet berekend wordt uit een gecalibreerde relatie tussen debiet en waterhoogte.

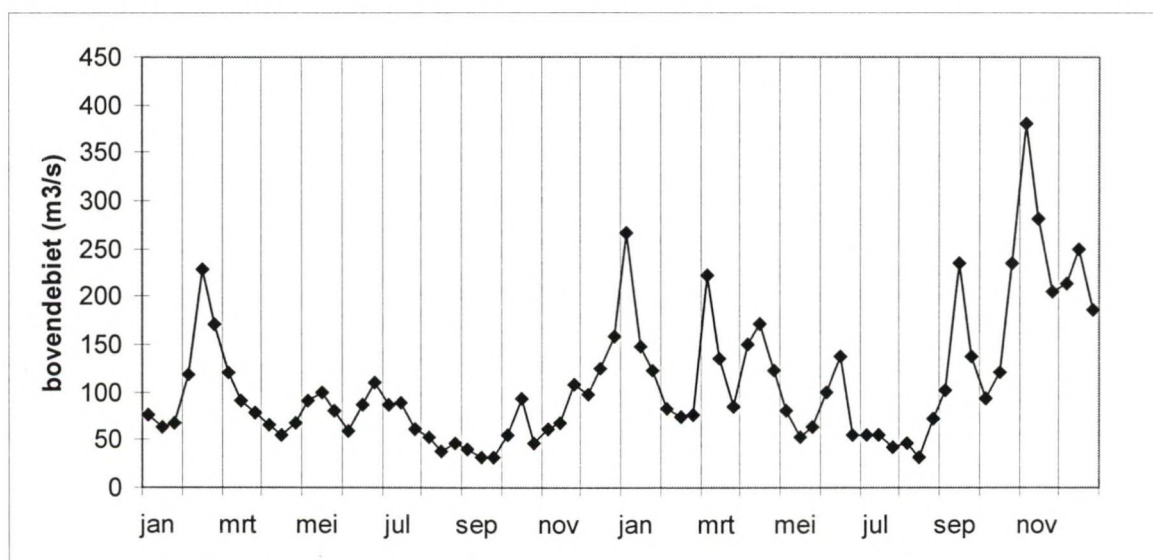
De debieten aan de monding van de resp. zijrivier in de Schelde worden gecorreleerd met de gemeten debieten in de opwaarts gelegen meetraaien, aan de hand van de relatie tussen de respectievelijke hydrografische oppervlakten.

Figuur 3-25 geeft de evolutie weer van de jaargemiddelde bovendebieten sinds 1945, Figuur 3-26 geeft de decadegemiddelde debieten voor 1997-1998.

Gedurende de periode (1997 – 1998) bedroeg het gemiddeld bovendebiet te Schelle 110 m³/s, met geschatte extreme daggemiddelde waarden gelegen tussen 25 m³/s (13/08/1998) en 567 m³/s (01/11/1998).



Figuur 3-25 Jaargemiddelde bovendebieten te Schelle

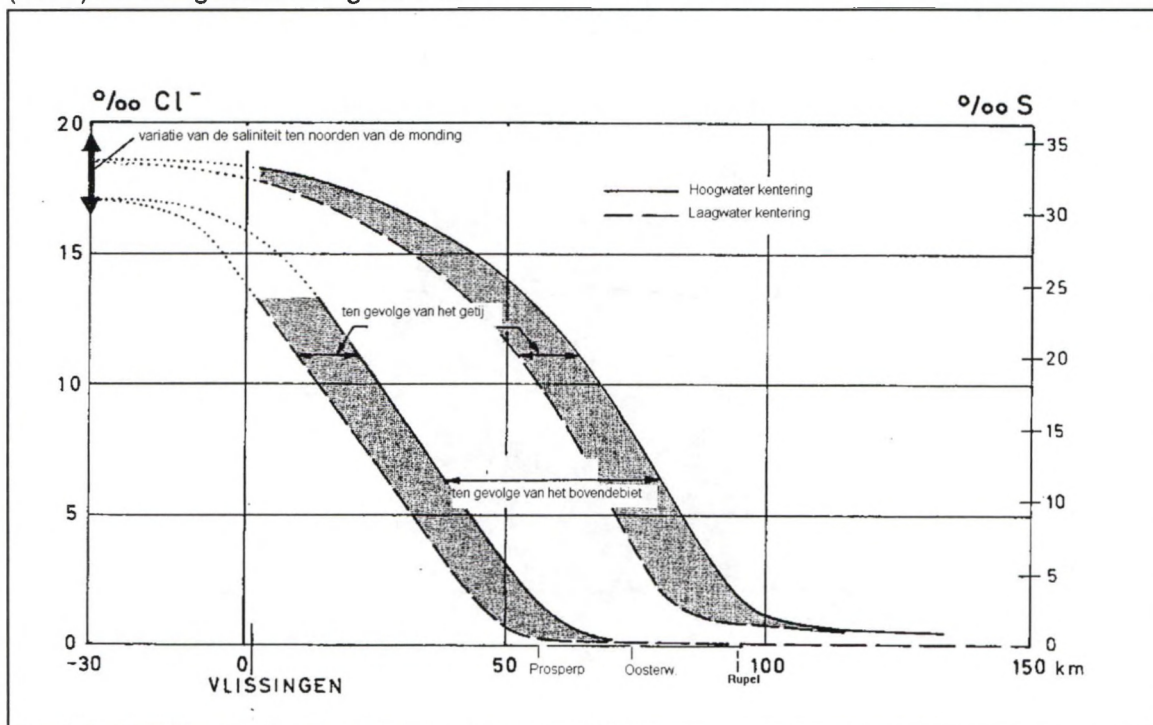


Figuur 3-26 Decade gemiddelde bovendebieten te Schelle 1997-1998

3.1.1.4. Saliniteit

De saliniteit is de hoeveelheid zouten opgelost in water. Bij metingen wordt dikwijls het chloridegehalte gemeten aangezien deze stof gemakkelijk detecteerbaar is. Er wordt dan aangenomen dat de samenstelling van de zouten niet veranderd. De relatie tussen saliniteit en chloridegehalte is $S = 0.03 + 1.8053Cl$. Het chloridegehalte wordt bepaald door de conductiviteit van het water te bepalen. (UNESCO, 1991)

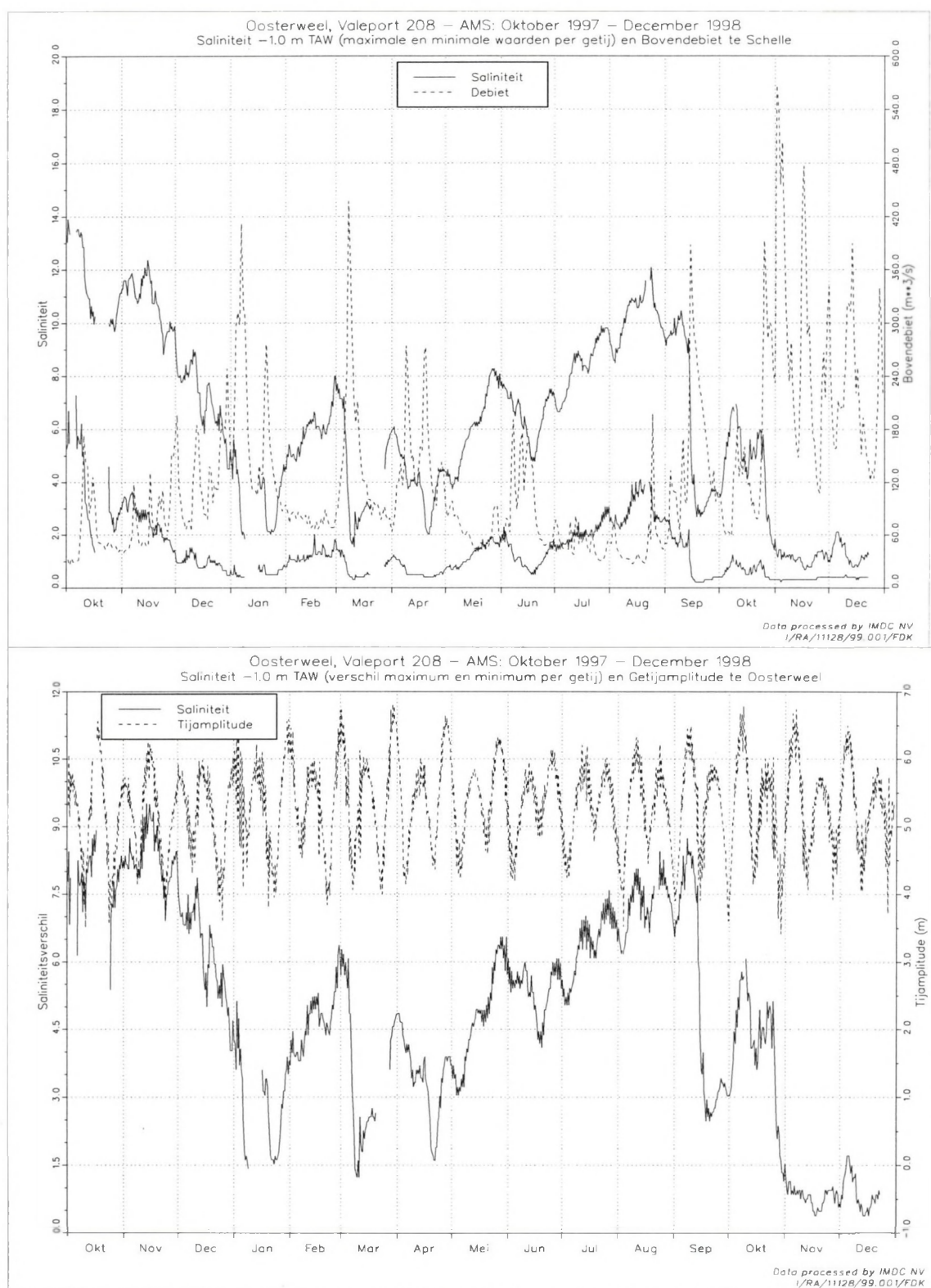
Een algemeen overzicht van de variaties van de saliniteit werd gegeven door Peters en Sterling (1976) en voorgesteld in Figuur 3-27.



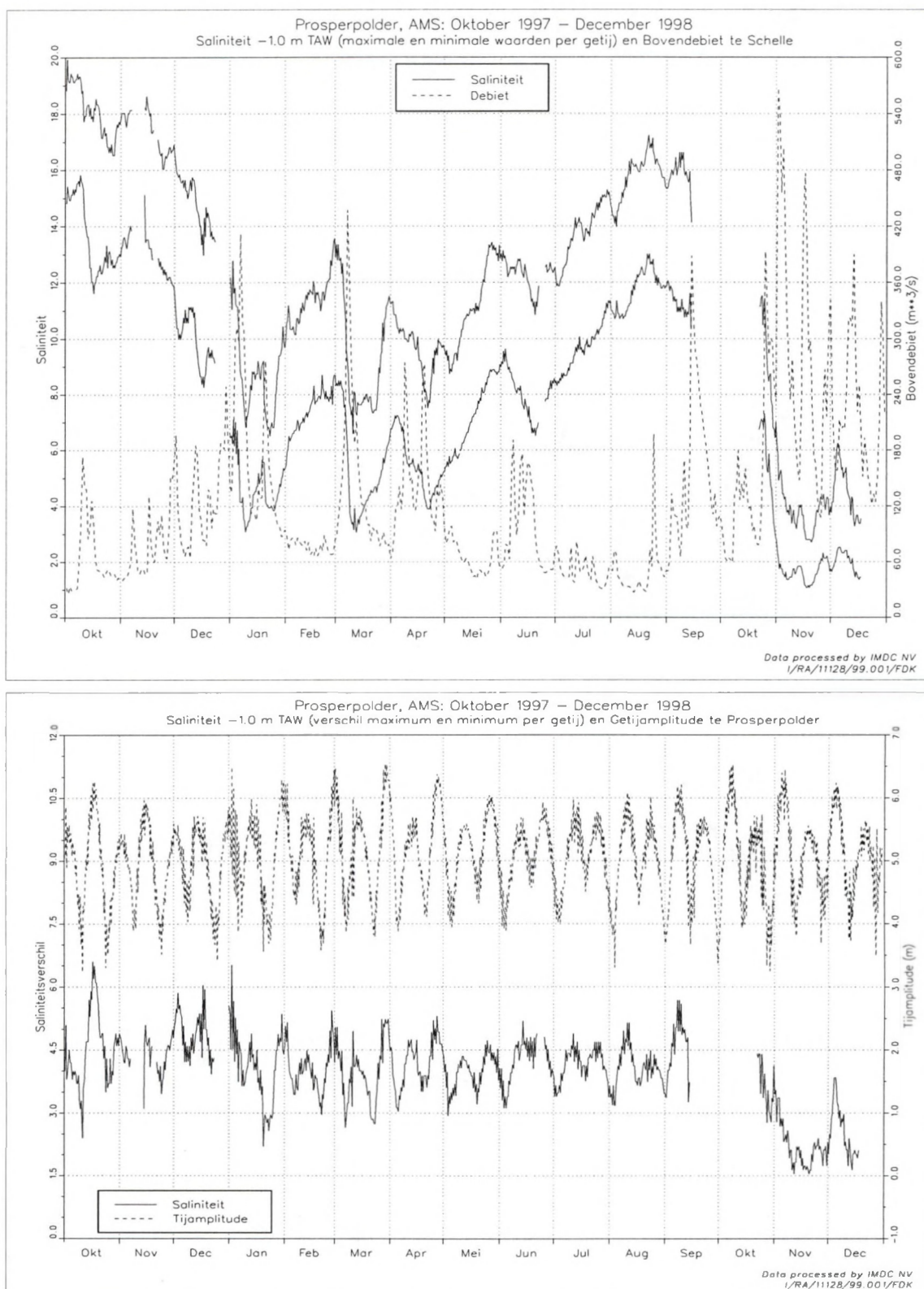
Figuur 3-27 Verloop van de saliniteit langs de Schelde

Tijdens langdurige metingen (oktober 1997 – december 1998) (IMDC, 1999) (bv. Figuur 3-28 en Figuur 3-29) werden saliniteiten geregistreerd tussen 20 g/l (Prosperpolder, oktober 1997) en 0.6 g/l (Oosterweel, november 1998).

Door de hevige regens in september 1998 en de grote bovendebieten daalt de saliniteit sterk vanaf september 1998. In het meetpunt te Oosterweel blijft per getij de saliniteit omstreeks laag water gedurende een langere tijd nagenoeg constant, dit omdat deze minima de 'achtergrondwaarde' (zoetwater) weergeven.



Figuur 3-28 Oosterweel (Valeport 208, -1 m TAW, vast), (a) Maximale en minimale saliniteit per getij en daggemiddeld bovendebiet te Schelle, (b) saliniteits- en tijverschil te Oosterweel. Oktober '97 – December '98.



Figuur 3-29 Prosperpolder (Valeport 602, -1 m TAW, vast), (a) Maximale en minimale saliniteit per getij en daggemiddeld bovendebiet te Schelle, (b) saliniteits- en tijverschil te Prosperpolder. Oktober '97 – December '98.

De gemiddelde saliniteit is maximaal (15.98 g/l) in oktober 1997 te Prosperpolder en minimaal in november 1998 (0.60 g/l) te Oosterweel. De saliniteit aan de Scheldemonding is nagenoeg constant en bedraagt ongeveer 32 g/l, met lichtjes hogere waarden tijdens de zomer dan tijdens winter (Otto et al., 1990).

Uit de meetdata blijkt dat de locaties gelegen zijn in een gebied dat zich uitstrekt tussen saliniteitswaarden van 1-14 g/l opwaarts en 1-20 g/l afwaarts. Vooral de opwaartse locaties (Oosterweel, Fort St. Marie, Lillo) zijn gedurende een belangrijke periode gelegen aan het opwaartse uiteinde van de zoutindringing, dit is het gebied met saliniteitswaarden van 1 tot 5 g/l. Dit gebied wordt gekarakteriseerd door een turbiditeitsmaximum, met slibconcentraties die zowel hoger zijn dan in het zoete als het meer zeewaarts gelegen deel van het estuaria. In §3.1.2, bij de bespreking van de slibconcentratieresultaten wordt hier meer op ingegaan.

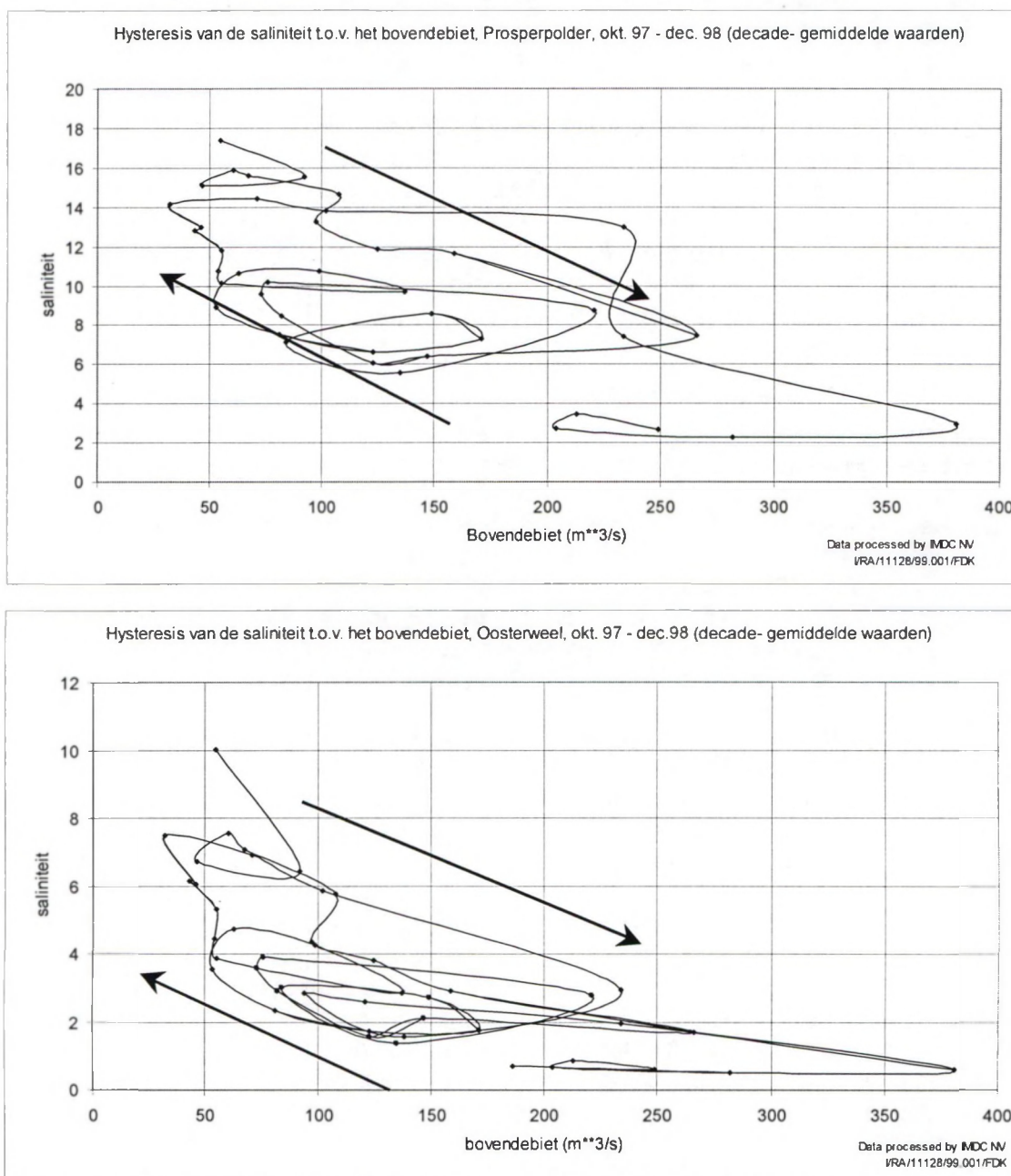
3.1.1.4..1 Saliniteitsamplitude

Het is belangrijk om de saliniteitsamplitude (verschil tussen maximale en minimale saliniteit gedurende een getij) en haar variaties te kennen, omdat deze de voornaamste oorzaak zijn van het ontstaan van densiteitsstromingen. Densiteitsstromingen zorgen voor een verhoogde wateruitwisseling tussen toegangsgeulen tot sluizen en de rivier en zijn dus voor een belangrijk deel verantwoordelijk voor de hoge sedimentaanvoer naar en de sedimentatie in deze kunstmatige insteken (IMDC-WLB, 1993d; IMDC, 1995; Fettweis & Sas, 1994).

Het blijkt (o.a. Figuur 3-28 en Figuur 3-29) dat de saliniteitsamplitude bepaald wordt door twee factoren, zijnde enerzijds het tijverschil en anderzijds de 'absolute saliniteitswaarde', die op haar beurt afhangt van de bovenafvoer van de Schelde (zie 3.1.1.3..2) en natuurlijk ook bepaald is door de ligging van het meetpunt.

Het tijverschil blijkt bij een normale toestand (i.e. geen extreme neerslagen zoals einde 1998) een dominante invloed te hebben op de saliniteitsamplitude in de afwaarts gelegen meetlocaties (zie b.v. Prosperpolder), terwijl de absolute saliniteitswaarde (bovenafvoer) een belangrijker invloed heeft op de amplitude in de opwaarts gelegen meetlocaties (zie b.v. Oosterweel). Hierdoor is in de afwaarts gelegen punten de gemiddelde saliniteitsamplitude vrij constant. In de opwaarts gelegen punten zijn de variaties in saliniteitsamplitude veel groter. Boven de schommelingen die het gevolg zijn van de doortij-springtij cycli treden variaties op die veroorzaakt worden door de verschuivingen van het saliniteitsfront. Bij heel hoge bovenafvoeren bereikt het saliniteitsminimum een minimum (i.e. zoetwater, te Oosterweel werd in november 1998 een saliniteit van 0.21 g/l gemeten) en wordt de saliniteitsamplitude klein (± 1 g/l). Tijdens droge periodes bevindt het saliniteitsfront zich meer opwaarts, de saliniteit is hoger (te Oosterweel werd in oktober 1997 een saliniteit van 13.91 g/l gemeten) en bereikt de saliniteitsamplitude waarden tot meer dan 9 g/l.

De variaties tengevolge van de bovenafvoer zijn niet symmetrisch. Bij een hoge bovenafvoer daalt de saliniteit vrij plots, terwijl bij afnemende bovenafvoer de saliniteit traag toeneemt. In Figuur 3-30 wordt dit geïllustreerd door de decadegemiddelde saliniteiten te Oosterweel en Prosperpolder uit te zetten i.f.v. het decadegemiddelde bovendebiet te Schelle en de punten in de tijd te verbinden. Deze hysteresis van de zoutwaarde i.f.v. de bovenafvoer is meer uitgesproken bij een heel lage saliniteit dan bij een hoge. Hierdoor kan de saliniteitsamplitude in de opwaarts gelegen locaties waar de minimum saliniteit geregeld minimaal wordt (zoetwater) hoge waarden bereiken. In dit overgangsgebied zijn de horizontale en verticale saliniteitsgradiënten het grootst in het estuarium. Zie verder voor een bespreking van de invloed van de bovenafvoer op de saliniteit.



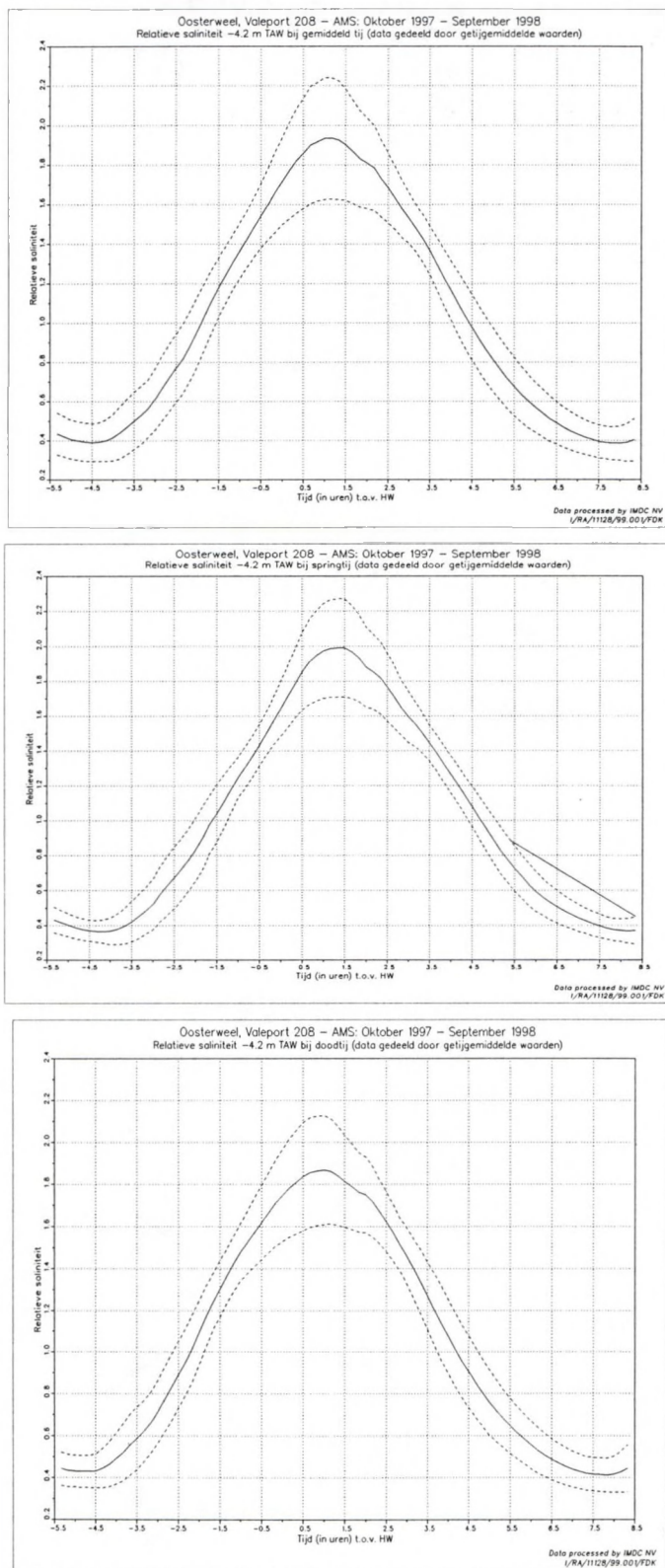
Figuur 3-30: Hysteresis van decadelang gemiddelde saliniteit t.o.v. het bovendebiet. (a) te Oosterweel (Valeport 208, -1 m TAW, vast) en (b) te Prosperpolder (Valeport 603, -1 m TAW, vast).

De meetdata tonen aan dat in alle stations de saliniteitsamplitude gemiddeld groter is bij een hogere absolute saliniteit (lage bovenafvoer) en kleiner bij een lagere absolute saliniteit (hoge bovenafvoer). In de opwaarts gelegen stations is de variaties in amplitude veel groter en zijn de waarden extremer (groter of kleiner) dan in de afwaarts gelegen meetlocaties.

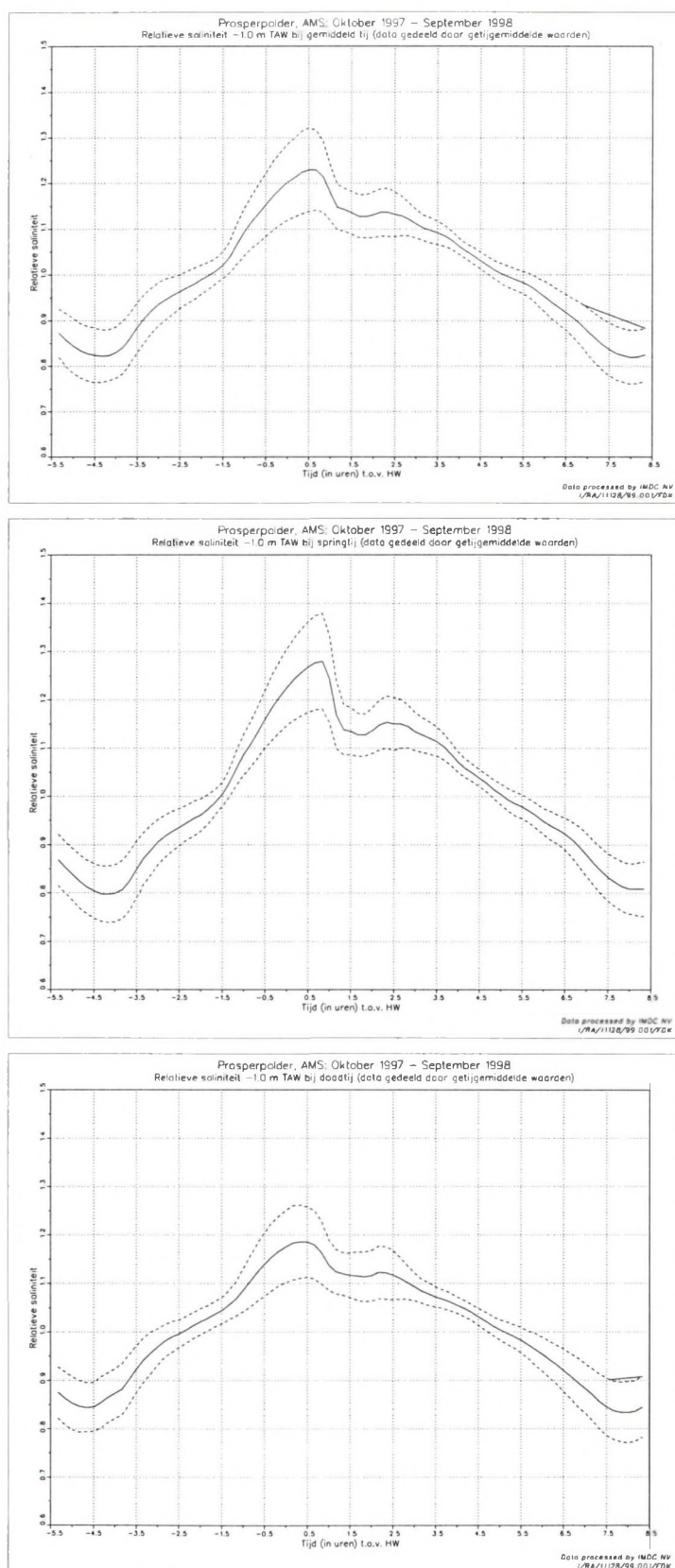
De hoger beschreven invloed van de absolute saliniteitswaarde op de saliniteitsamplitude maakt dat er geen eenduidig verband afgeleid kan worden tussen saliniteits- en tijverschil.

3.1.1.4..2 Variaties van saliniteit over een getij en kentering

Het relatief verloop van de saliniteit voor gemiddeld, spring- en doottij is weergegeven in Figuur 3-31 (Oosterweel) en Figuur 3-32 (Prosperpolder). Per getijcyclus treden er twee kenteringen op. Het tijdstip van laagwater- en hoogwaterkentering wordt gedefinieerd als het tijdstip van minimum en maximum saliniteit respectievelijk. Het verloop van de saliniteit kent meestal een dubbel maximum, één bij kentering hoogwater zelf, gevolgd door een tweede –lager- maximum tijdens begin eb. (bv. te Prosperpolder). Algemeen kan echter opgemerkt worden dat zowel laagwater- als hoogwaterkentering vroeger optreden tijdens doottij dan tijdens springtij. Daardoor duurt een vloed langer en een eb korter bij doottij dan bij springtij.



Figuur 3-31: Oosterweel (Valeport 208, -1 m TAW, vast), Relatieve saliniteitscurve bij (a) gemiddeld tij, (b) gemiddeld springtij (c) gemiddeld doodtij. Oktober '97 – September '98.



Figuur 3-32 Prosperpolder (Valeport 602, -1 m TAW, vast), Relatieve saliniteitscurve bij (a) gemiddeld tij, (b) gemiddeld springtij en (c) gemiddeld doortij. Oktober '97 – September '98.

3.1.1.4.3 Langsgradiënten

Het Scheldeëstuarium wordt beschouwd als zijnde goed gemengd met een gemiddelde verticaal saliniteitsverschil van 1 g/l. Uit metingen (zie b.v. IMDC-WLB, 1992a, 1992b en 1993a) blijkt dat het verticale verschil groter kan zijn in de Beneden Zeeschelde.

De horizontale saliniteitsgradiënt in 1990 tussen Prosperpolder en Oosterweel had een maximum in november van 0.50 g/l per km en een minimum van 0.25 g/l per km in maart (deze waarden zijn gebaseerd op de data uit AZ, 1993). Uitzonderlijk kunnen waarden van 0.75 g/l per km in de Beneden Zeeschelde optreden. Voor de hier besproken metingen werd de horizontale saliniteitsgradiënt indirect berekend.

Uit analyse blijkt dat de horizontale saliniteitsgradiënt een functie is van het tijverschil en groter is bij een springtij dan een doottij. Door de uitgevoerde middeling over langere periodes (maand, trimester) kan de doottijwaarde soms groter zijn dan de springtijwaarde. De besproken variaties in saliniteitsamplitude gedurende de meetperiode kunnen ook in de horizontale gradiënten teruggevonden worden. Gedurende het eerste trimester (oktober – december 1997) zijn de saliniteitsgradiënten het grootst, met waarden tussen 0.5–0.6 g/l per km te Oosterweel en 0.4–0.6 g/l per km ter hoogte van de Boei 84. In de meetpost Lillo worden grotere waarden gevonden (tot 0.7–1.2 g/l per km). De gradiënt daalt gedurende de eerste drie trimesters van 1998 tot waarden van 0.3–0.4 g/l per km tijdens springtij en 0.2–0.4 g/l per km tijdens doottij te Oosterweel en 0.5–0.6 g/l per km tijdens springtij en 0.4–0.5 g/l per km tijdens doottij ter hoogte van Boei 84. Op het einde van de meetperiode is de saliniteitsgradiënt overal laag en met een minimum te Oosterweel van 0.1 per km.

3.1.1.4.4 Verticale en horizontale saliniteitsvariaties

Vermits de snelheden sterk variëren over de dwarssectie, zal dit ook het geval zijn voor de saliniteit. Twee 13-uursmetingen illustreren deze variaties, het betreft de springtijmetingen van 13/06/1991 ter hoogte van de Plaat van Lillo (IMDC-WLB, 1993e) en van 04/10/1990 ter hoogte van de Drempel van Zandvliet (IMDC-WLB, 1992). De eerste meting is typerend voor een dwarsdoorsnede met één enkele geul, gelegen in een buitenbocht van de rivier. De tweede meting is typerend voor een dwarsdoorsnede met een ebgeul en een vloedschaar: tijdens eb situeert de stroming zich hoofdzakelijk in de ebgeul terwijl tijdens vloed de stroming meer gelijkmatig verdeeld is over heel de dwarsdoorsnede.

3.1.1.4.4.1 13-uursmeting Plaat van Lillo

Op 13/06/91 (springtij) werd een 13-uursmeting uitgevoerd ter hoogte van de Plaat van Lillo (IMDC-WLB, 1993e). Op vier posities werden op verschillende dieptes o.a. de snelheid en de saliniteit gemeten, met een tijdsinterval van 20 minuten. Verticale 1 situeert zich in de diepe geul (buitenbocht), verticale 4 ligt boven het ondiepe gedeelte (Plaat van Lillo) van de dwarssectie en verticale 3 ligt in het overgangsgebied.

Vertikale variaties

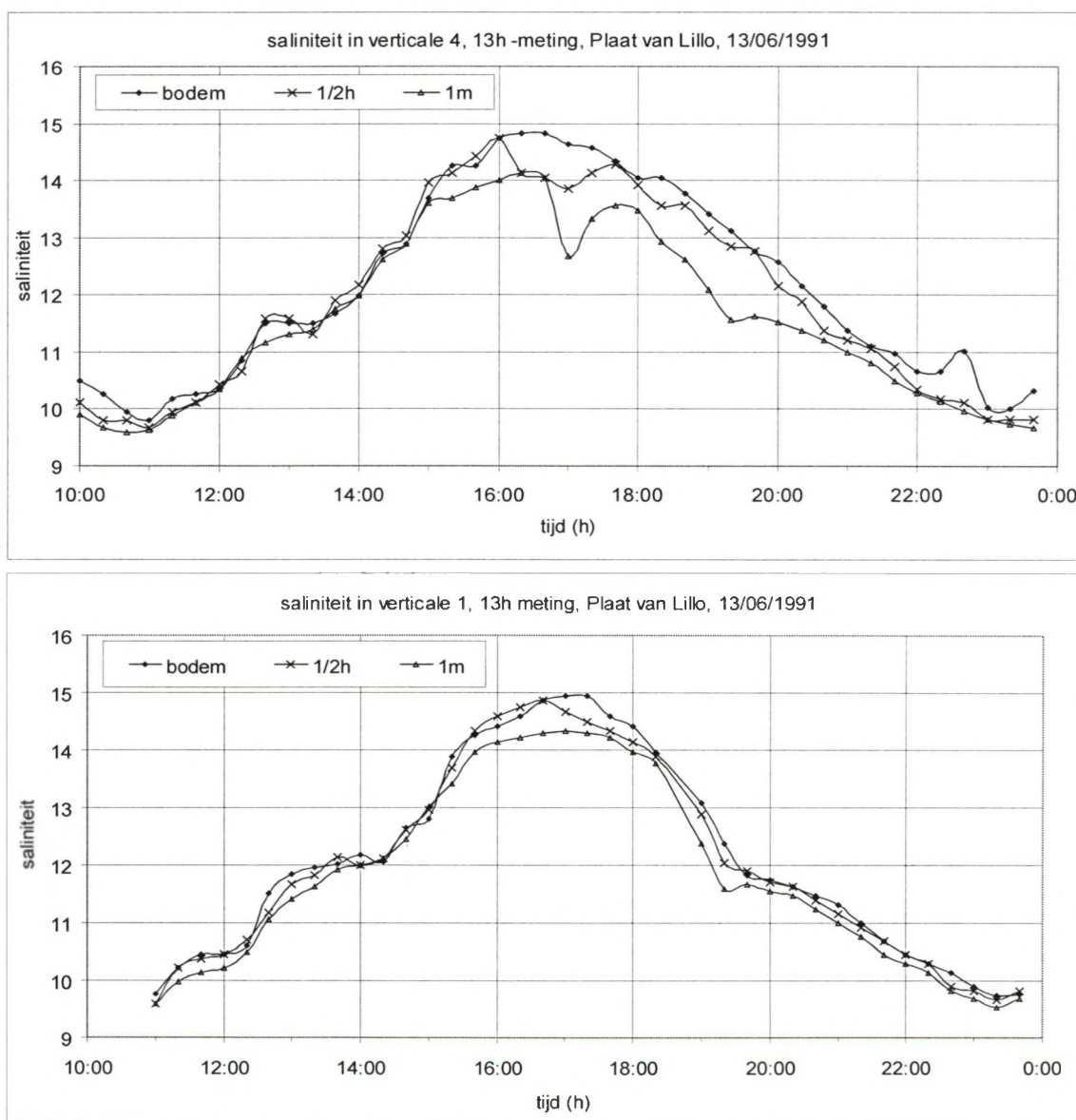
Uit Figuur 3-33a blijkt dat de saliniteit in de geul (vertikale 1) slechts 1 maximum heeft. De maxima op verschillende dieptes (nabij de bodem, in het midden en 1 m van het wateroppervlak) zijn niet sterk uitgesproken. De maximale saliniteit op de bodem wordt later bereikt dan de maximale saliniteit in hoger gelegen punten. In het ondiepe gedeelte (Figuur 3-33b, verticale 4) vertoont de saliniteit op de bodem slechts één maximum. De saliniteitscurves voor hoger gelegen punten vertonen echter twee pieken.

Figuur 3-34a geeft voor enkele tijdstippen na HW het saliniteitsprofiel in het ondiepe gedeelte (verticale 4). Het saliniteitsprofiel vertoont bij kentering een duidelijke knik, die steeds dieper komt te liggen.

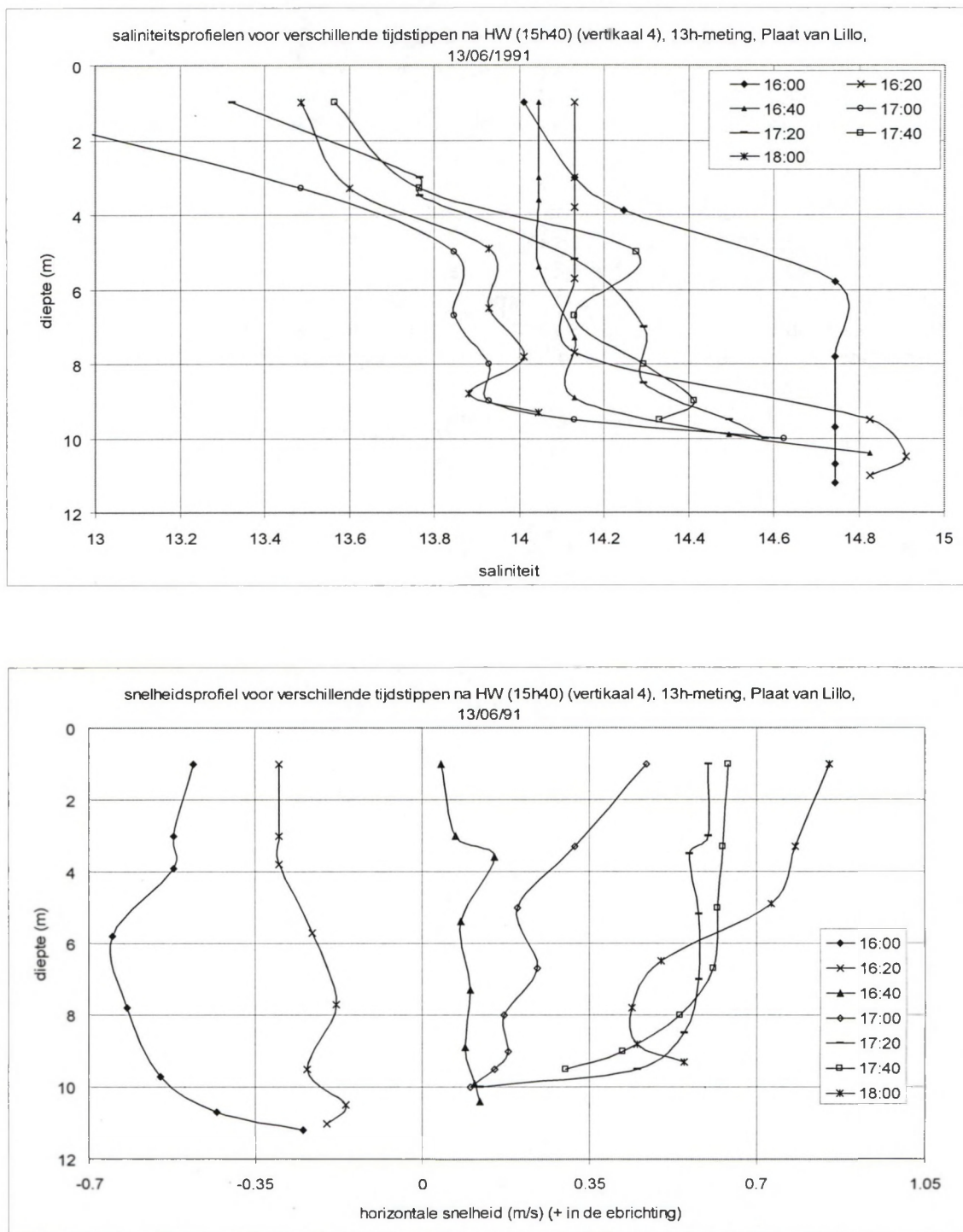
De metingen tonen aan dat de verticale saliniteitsvariaties gering zijn, tijdens vloed is de verticale variatie kleiner dan tijdens eb, een maximum wordt bereikt omstreeks HW kentering, dit maximum bedraagt 1.5 g/l (verticale 4, ondiepe gedeelte) of 0.7 g/l (verticale 1, diepe gedeelte).

Horizontale variaties

Uit Figuur 3-33 blijkt dat vooral bij HW-kentering de saliniteit afhankelijk is van de positie in de dwarssectie. De hoger vermelde figuren suggereren dat de kentering het eerst optreedt in het ondiepere gedeelte (plaat) en aan de oppervlakte. Dit kan verklaard worden door de geringere inertie en door het feit dat de stroming nabij het oppervlak eerder ebgericht is en nabij de bodem eerder vloedgericht (door de dichtheitsgradiënten ontstaat er bij de bodem een extra snelheidscomponent van hoge naar lage saliniteit). Dit blijkt ook uit Figuur 3-34 13-uursmeting te Plaat van Lillo (13/06/1991), Verticale 4 (plaat). (a) saliniteitsprofiel en (b) snelheidsprofiel op verschillende tijdstippen na HW, waar op dezelfde tijdstippen de snelheidsverticalen getoond worden. De tweede piek is mogelijk te verklaren door secundaire stromingen in een horizontaal vlak tengevolge van een verschillend moment van keren tussen het diepe en het ondiepe gedeelte. Uit de 13-uursmeting blijkt dat de saliniteit nagenoeg constant is over de dwarssectie, behalve bij hoogwaterkentering waar verschillen kunnen optreden van 1 à 2 g/l.



Figuur 3-33 13-uursmeting te Plaat van Lillo (13/06/1991). Saliniteit aan de bodem op halve diepte en op 1 m van de oppervlakte i.f.v. de tijd. (a) verticale 1 (ebgeul). (b) verticale 4 (plaat).



Figuur 3-34 13-uursmeting te Plaat van Lillo (13/06/1991), Verticale 4 (plaat). (a) saliniteitsprofiel en (b) snelheidsprofiel op verschillende tijdstippen na HW

3.1.1.4.4.2 13-uursmeting Drempel van Zandvliet

Op 04/10/1990 werd ter hoogte van de Drempel van Zandvliet een 13-uursmeting uitgevoerd waarbij o.a. de saliniteit gemeten werd in 5 verticalen, ongeveer om de 20 minuten (IMDC, 1992). Verticalen 1 en 2 situeren zich in de ebgeul. Deze geul is ongeveer 13 m diep bij LW. Bij vloed is

de stroming meer gelijkmatig verdeeld over de dwarssectie met een piek ter hoogte van de Schaar van Ouden Doel. De waterdiepte ter plaatse van verticalen 3 tot 5 bedraagt bij LW ongeveer 5 m (Plaat van Doel, Schaar van Ouden Doel). HW situeert zich om 15h02.

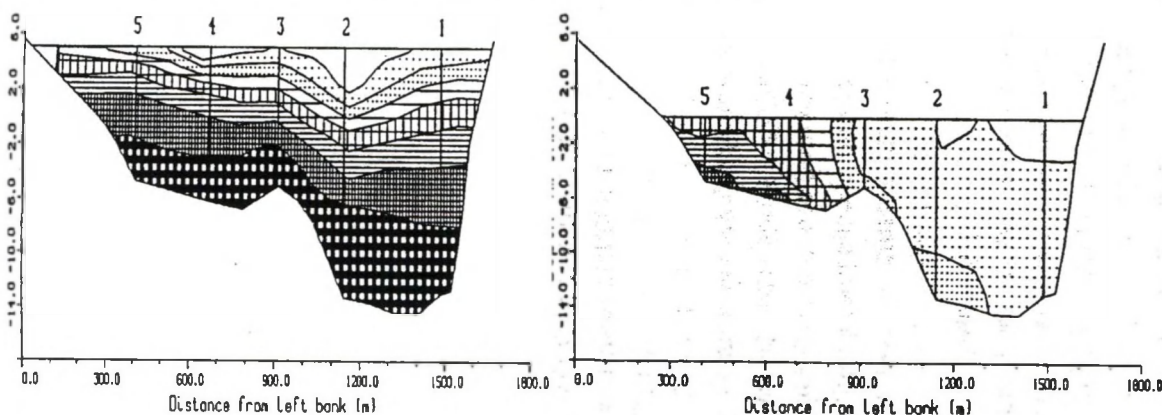
Een overzicht van de saliniteit bij laag- en hoogwater wordt gegeven in Figuur 3-35.

Vertikale variaties

Het verloop van de saliniteit nabij de bodem en op 1 m van het wateroppervlak voor vertikaal 1, 3 en 5 wordt gegeven in Figuur 3-36. De saliniteit nabij de bodem heeft één weinig uitgesproken piek. De saliniteit aan het oppervlak varieert sterk en dit vooral in het ondiepe deel van de sectie. Door de sterke variaties aan de oppervlakte kan het verschil tussen bodem- en oppervlaktosaliniteit oplopen tot 4. Het verschil in saliniteit tussen bodem en oppervlakte is kleiner in verticaal 5 vanwege de beperkte diepte (verticaal 3 grenst aan het diepere gedeelte, i.c. de ebgeul).

Horizontale variaties

De dieptegemiddelde saliniteiten in de drie beschouwde verticalen (1, 3 en 5) worden in Figuur 3-37 bijeengebracht. Hieruit blijkt dat de maximale saliniteit het snelst bereikt wordt in het ondiepe deel van de dwarssectie (Plaat van Doel) en dat de kentering het laatst optreedt in de ebgeul. De saliniteiten zijn doorgaans het hoogst in het ondiepe gedeelte, of bij eb aan de rand van de ebgeul (verticale 3). De dieptegemiddelde saliniteitsverschillen tussen de drie locaties zijn doorgaans kleiner dan 0.5 g/l, behalve bij HW waar het verschil oploopt tot 1.5 g/l.



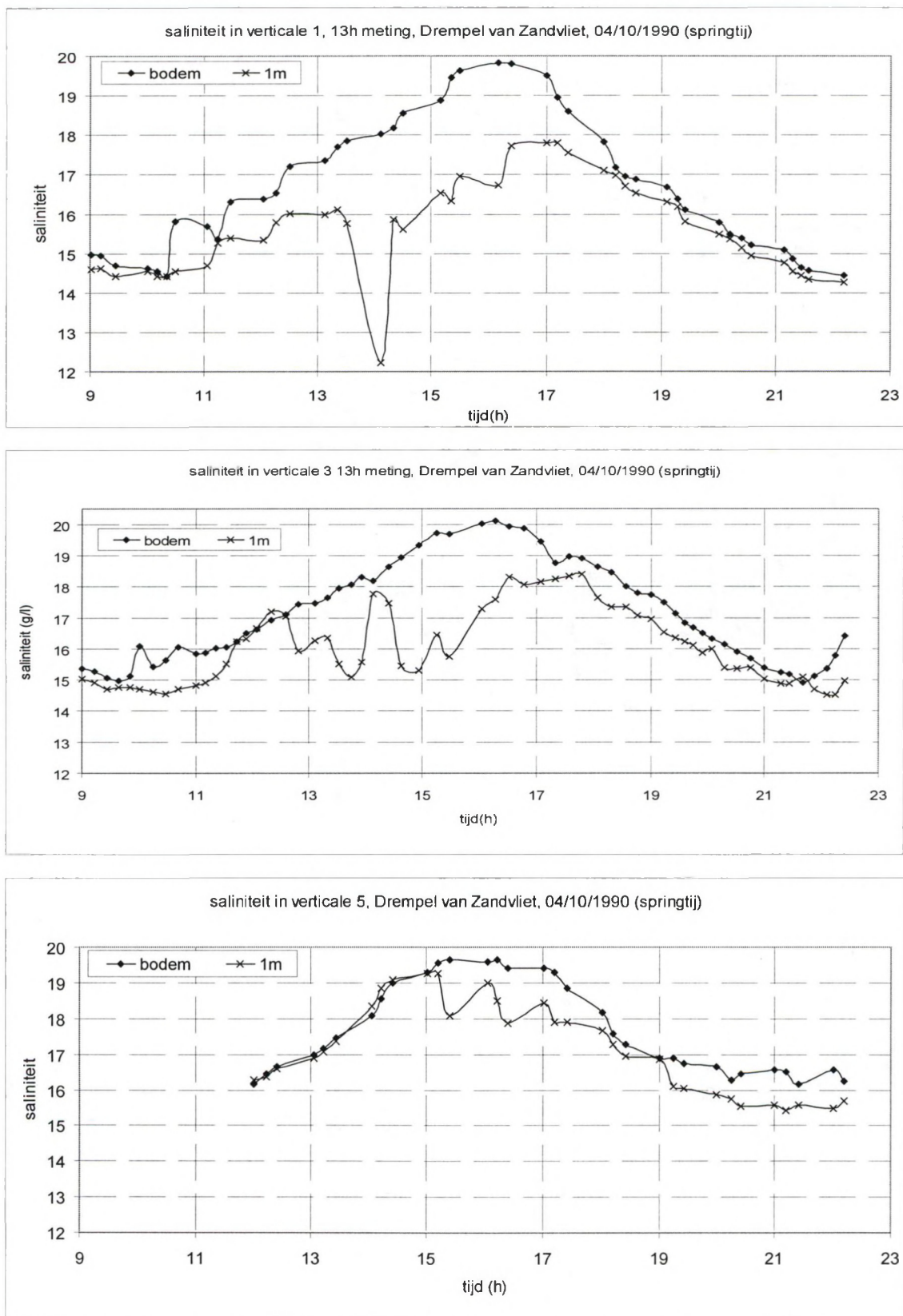
Salinity in g/l

	< 16.50		18.50 : 19.00
	16.50 : 17.00		19.00 : 19.50
	17.00 : 17.50		19.50 : 20.00
	17.50 : 18.00		> 20.00
	18.00 : 18.50		

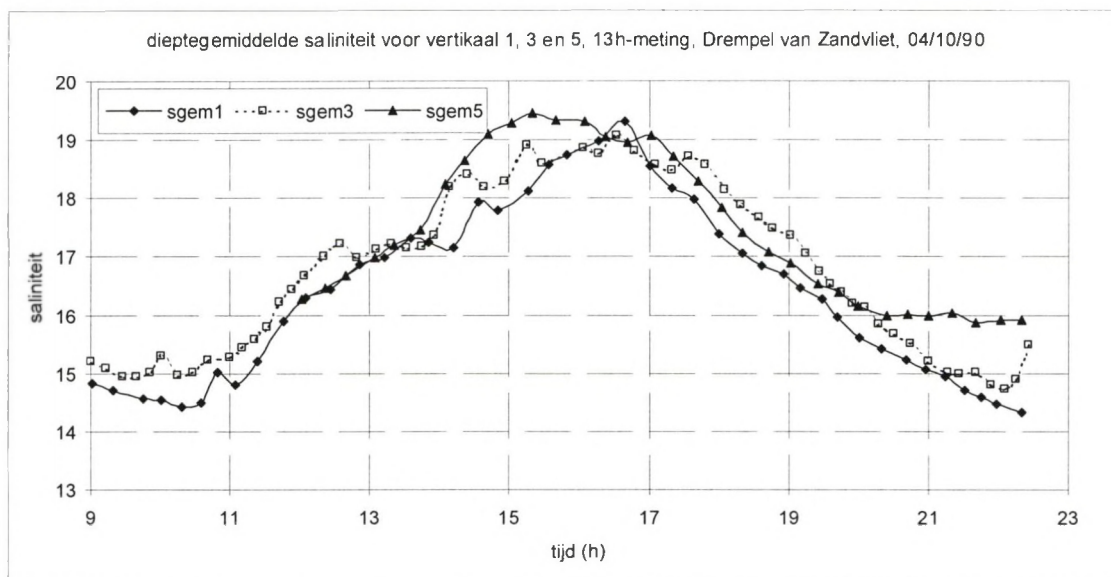
Salinity in g/l

	< 14.50		16.50 : 17.00
	14.50 : 15.00		17.00 : 17.50
	15.00 : 15.50		17.50 : 18.00
	15.50 : 16.00		> 18.00
	16.00 : 16.50		

Figuur 3-35 Saliniteit in de dwarssectie bij hoog- en laagwater



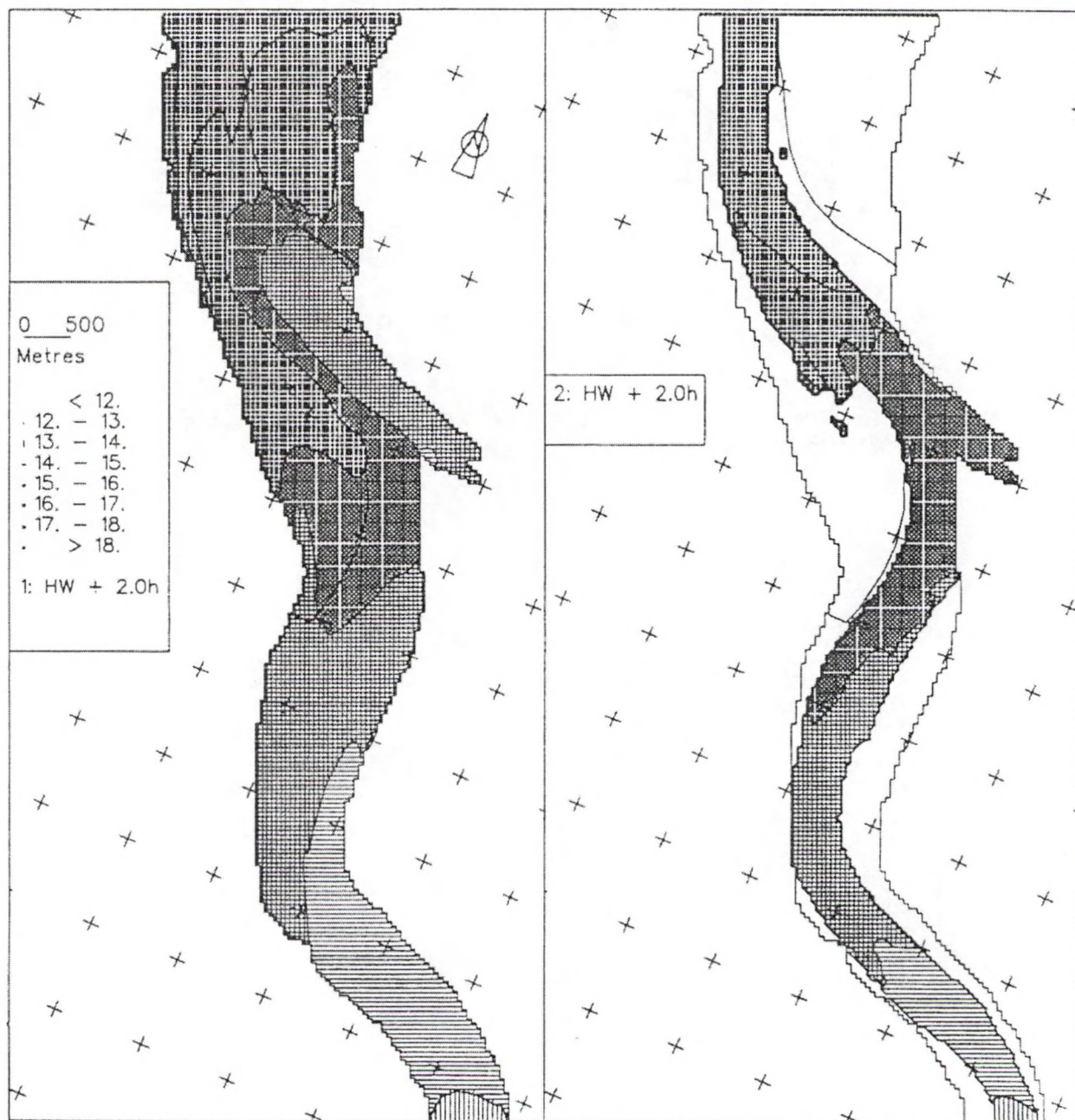
Figuur 3-36 13-uursmeting te Drempel van Zandvliet (04/10/1990). Saliniteit aan de bodem en op 1 m van het oppervlak i.f.v. de tijd in verticalen (a) 1 (ebgeul), (b) 3 (Plaat) en (c) 5 (Plaat).



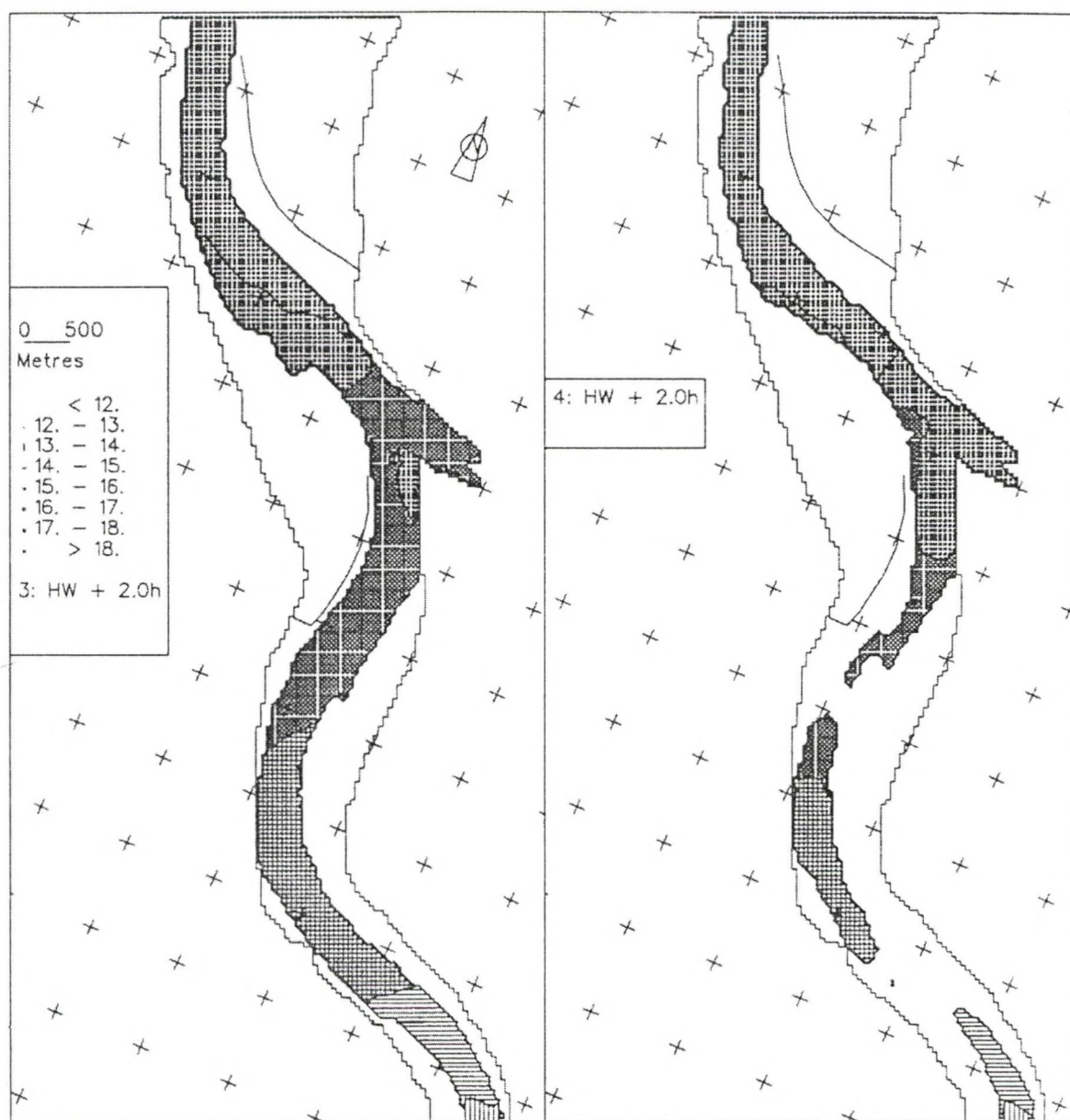
Figuur 3-37 13-uursmeting te Drenpel van Zandvliet (04/10/1990). Dieptegemiddelde Saliniteit i.f.v. de tijd in verticalen 1 (ebgeul), 3 (Plaat) en 5 (Plaat).

3.1.1.5. Saliniteitsverdeling in de omgeving van de Schaar van Ouden Doel

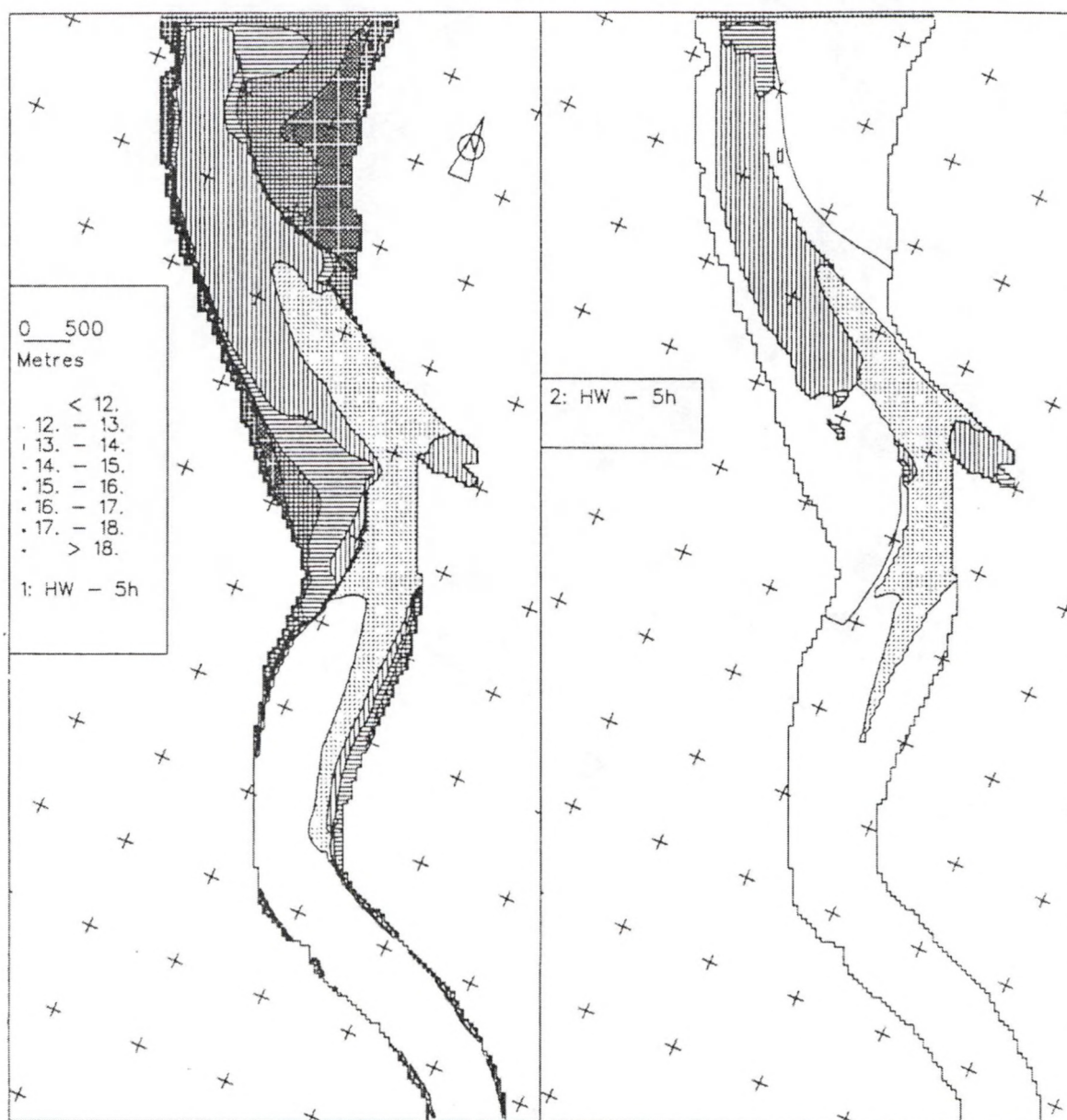
In Figuur 3-38 t/m Figuur 3-41 worden de gesimuleerde saliniteiten weergegeven in horizontale vlakken op verschillende diepte voor een geval van hoge saliniteiten en een geval met lage saliniteiten.



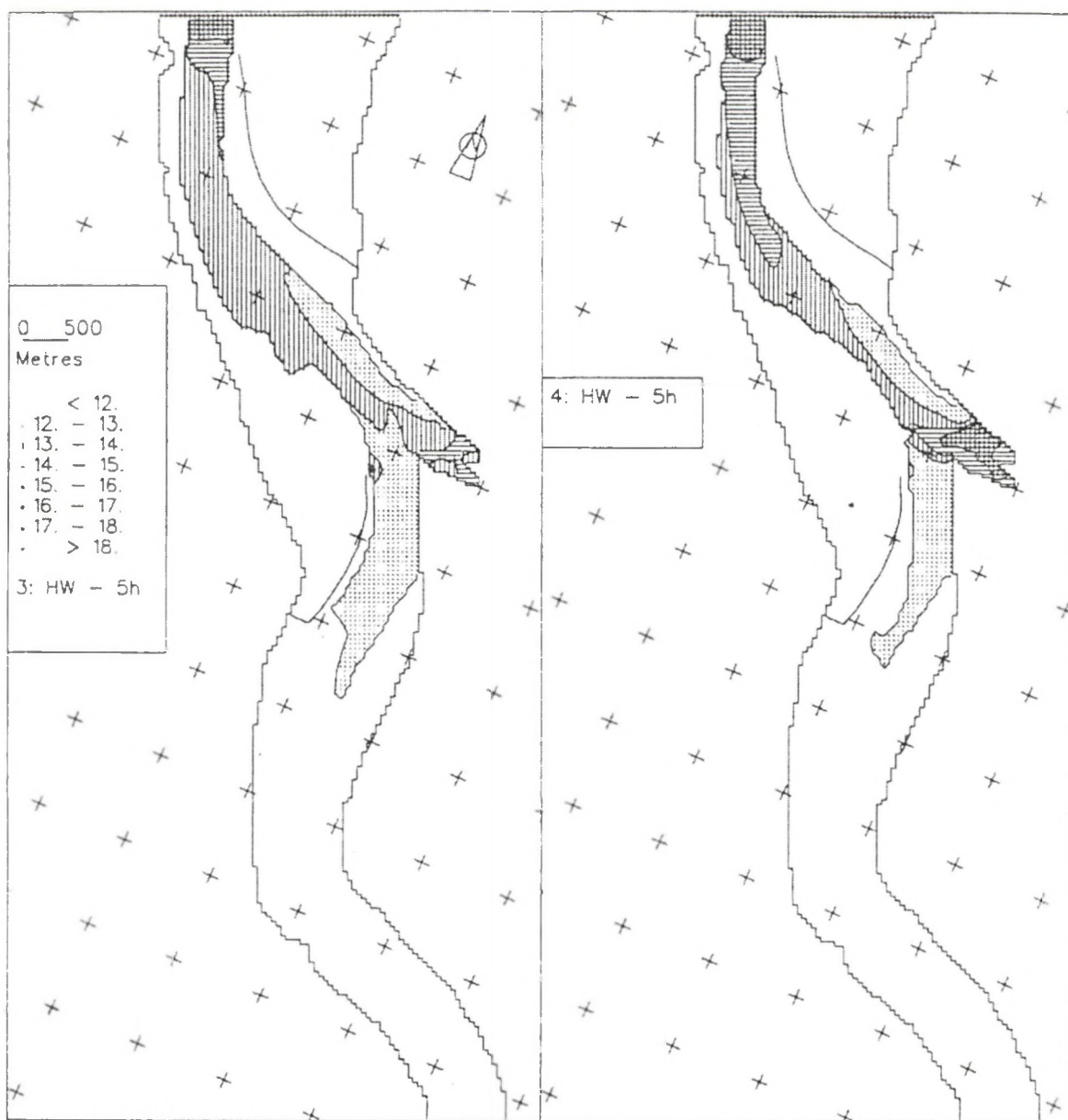
Figuur 3-38 Saliniteitsverdeling op maximum saliniteit onderste 2 lagen (IMDC-WLB, 1995)



Figuur 3-39 Saliniteitsverdeling op maximum saliniteit bovenste 2 lagen (IMDC-WLB, 1995)



Figuur 3-40 Saliniteitsverdeling op minimum saliniteit onderste 2 lagen (IMDC-WLB, 1995)



Figuur 3-41 Saliniteitsverdeling op minimum saliniteit bovenste 2 lagen (IMDC-WLB, 1995)

3.1.2. Sedimenthuishouding

3.1.2.1. Karakterisatie van de Bodemsedimenten in de Beneden Zeeschelde

Met als doel het uitvoeren van zandtransportberekeningen voor de Beneden Zeeschelde om de invloed van een aantal infrastructuurwerken op de morfologie te onderzoeken, is in het verleden getracht een overzicht op te bouwen van de beschikbare data over de bodemsedimenten in het studiegebied. Tijdens het hydraulisch-sedimentologisch onderzoek van de Containerkaai Noord (zie IMDC-WLB, 1992b) werd een overzicht gemaakt van de op dat ogenblik beschikbare gegevens over de bodemgesteldheid, de ruwheden en de sedimentatie/erosie in de Beneden Zeeschelde, met nadruk op de Drempel van Zandvliet. Met betrekking tot de studie van het Deurganckdok werden de data waar mogelijk aangevuld met de specifieke data van de Drempel van Frederik.

De meest belangrijke en recente aanvulling van gegevens over de bodemsedimenten in het Scheldeëstuarium is de dataset die door McLaren (1994) in opdracht van de AMS en het RIKZ verzameld werd in het kader van de studie van de sedimenttrendanalyse voor de Wester- en Zeeschelde, alsook de bodemkaart van de Beneden-Zeeschelde opgesteld door Wartel (Wartel et al, 2000a)

3.1.2.1..1 Lithologie

Voor een kwalitatieve beschrijving van de bodemgesteldheid in de Beneden Zeeschelde werd tot eind 1999 beroep gedaan op de lithologische kaart van Bastin uit 1986 (Bastin en Belmans, 1988) en meer recent op de lithologische kaart van Wartel en op de bodemstalen genomen in juli 1993 in de Beneden Zeeschelde (McLaren, 1994).

De kaart van Wartel wordt weergegeven in Figuur 3-42. De lithologische eenheden gebruikt door Wartel worden in Tabel 3-6 gedefinieerd.

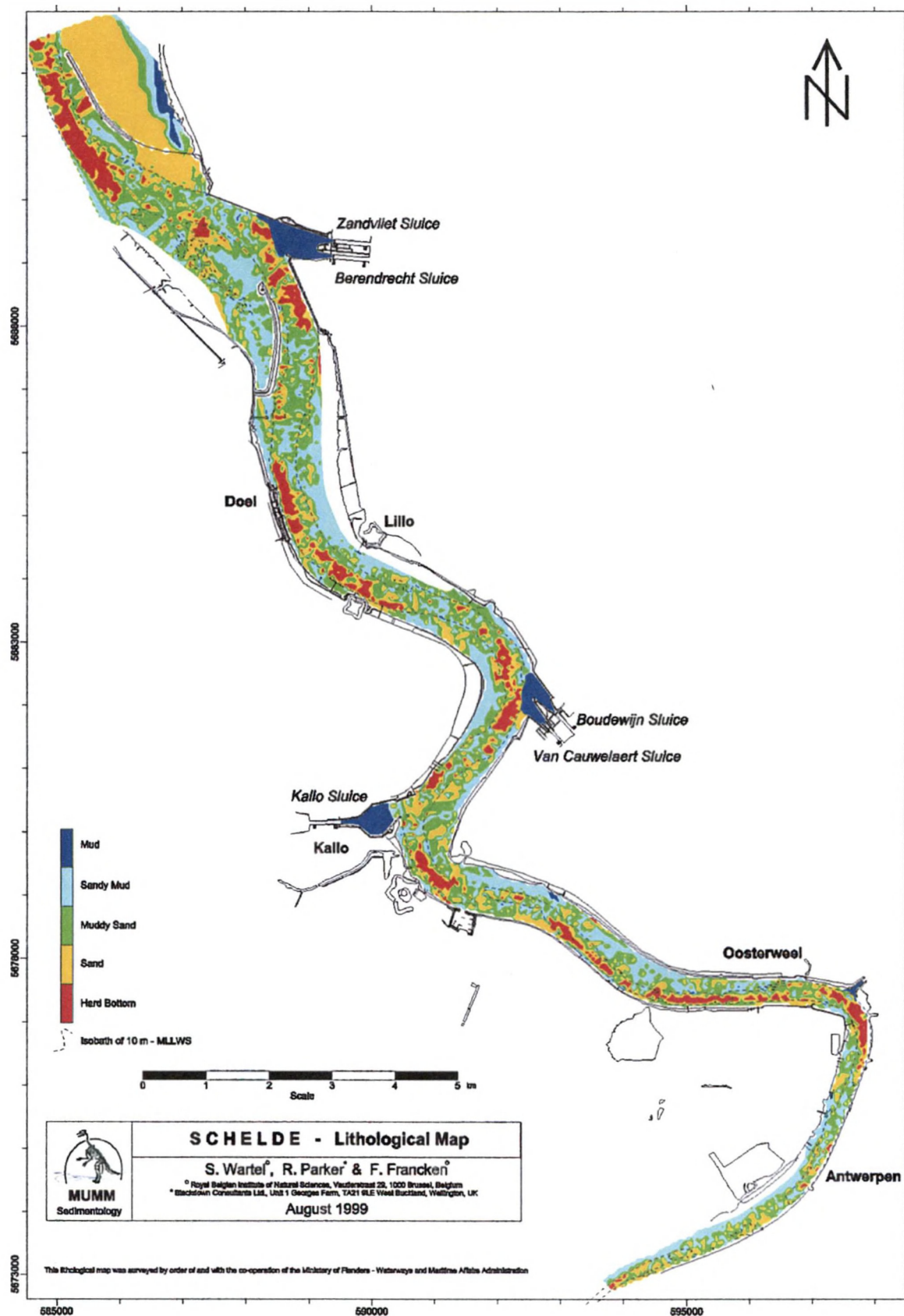
Tabel 3-6 :Definitie van de lithologische eenheden in granulometrische klassen volgens de kaart van Wartel et al (2000c): zand, silt, klei, humus.

	zand %	silt %	klei %	Humus %
Slib	4	37	59	11
Zandhoudend Slib	30	28	42	7
Slibhoudend zand	61	15	24	4
zand	83	4	13	2

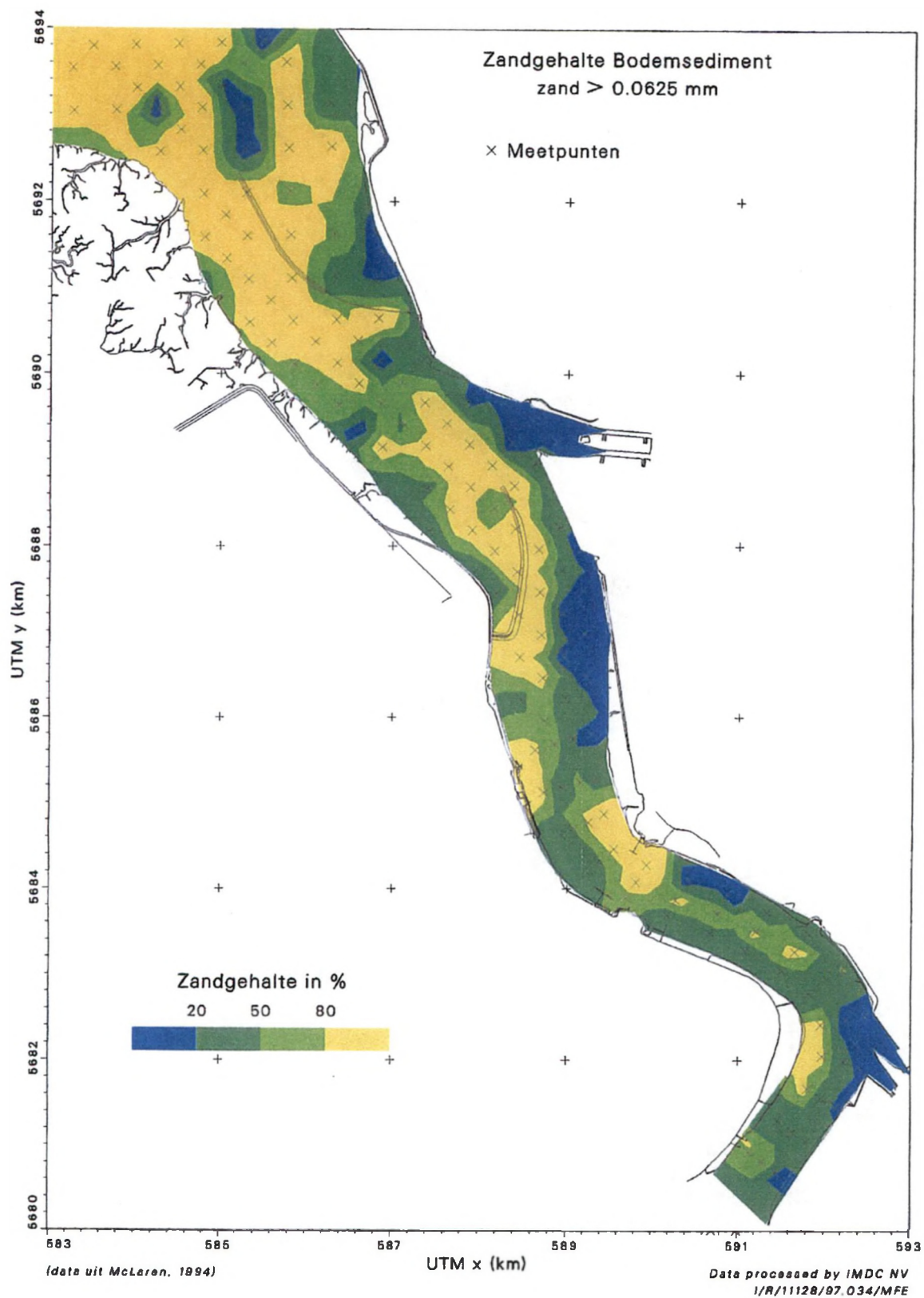
De bodemgegevens van McLaren (1994) werden verwerkt tot een lithologische kaart, zie Figuur 3-43 en een kaart met, in elk monsterpunt, de zandpercentages uitgedrukt in getalwaarden, zie Figuur 3-44.

De beschikbare gegevens tonen aan dat de zandrijke sedimenten aangetroffen worden in de vaargeul en op de platen en dat de slibrijke sedimenten vooral gesitueerd zijn langs de oevers en in de toegangsgeulen. De kaarten tonen aan dat naar opwaarts toe de sedimenten in de Zeeschelde slib- (of klei-) rijker worden.

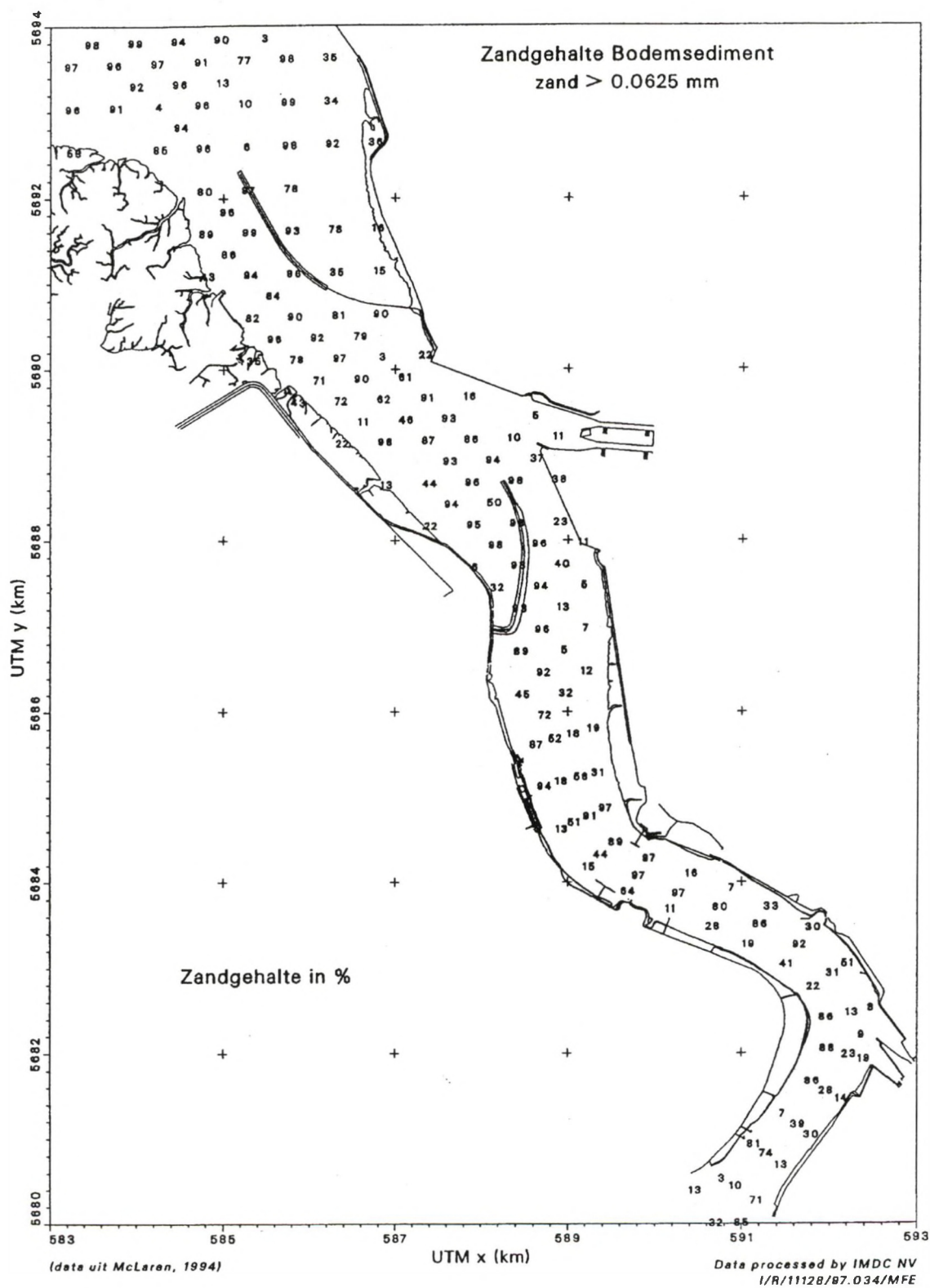
Ten aanzien van het in de rivier terugstorten van baggerspecie, kan dus geconcludeerd worden dat alleen bij baggerspecie uit de toegangsgeulen echt om slib handelt, maar voor alle overige baggerspecie over minstens slibhoudend zand. De baggerspecie van de belangrijkste baggerplaats (de Drempel van Zandvliet) bevat zelfs meer dan 70% zand.



Figuur 3-42 Bodemkaart van de Beneden Zeeschelde opgesteld door Wartel et al (2000c)



Figuur 3-43 Lithologische kaart Beneden Zeeschelde uit 1993



Figuur 3-44 Zandgehalte (in %) van bodemsedimenten in de Beneden Zeeschelde

3.1.2.1..2 Korrelgrootte en -verdeling

In IMDC (1988) zijn de analyses van een aantal bodemonsters van de Drempel van Zandvliet te vinden die door de Antwerpse Zeehavendienst in januari 1985 genomen werden. De D_{50} van de stalen met meer dan 95% zand is gelegen tussen 123 en 167 μm , dit is dus fijn zand.

In IMDC (1990b) wordt een overzicht gegeven van de resultaten van de monsters genomen na 1985 op de drempels van de Zeeschelde vanaf de Drempel van Zandvliet tot aan de Drempel van Krankeloon, zie ook Tabel 3-7. Uit de tabel blijkt dat het slibgehalte van de sedimenten op de drempels langzaam stijgt in stroomopwaartse richting van $\pm 10\%$ op de Drempel van Zandvliet tot $\pm 50\%$ op de Drempel van Lillo. Nog verder stroomopwaarts daalt het slibgehalte opnieuw. Op te merken valt dat het kalk- en humusgehalte parallel evolueren met het slibgehalte.

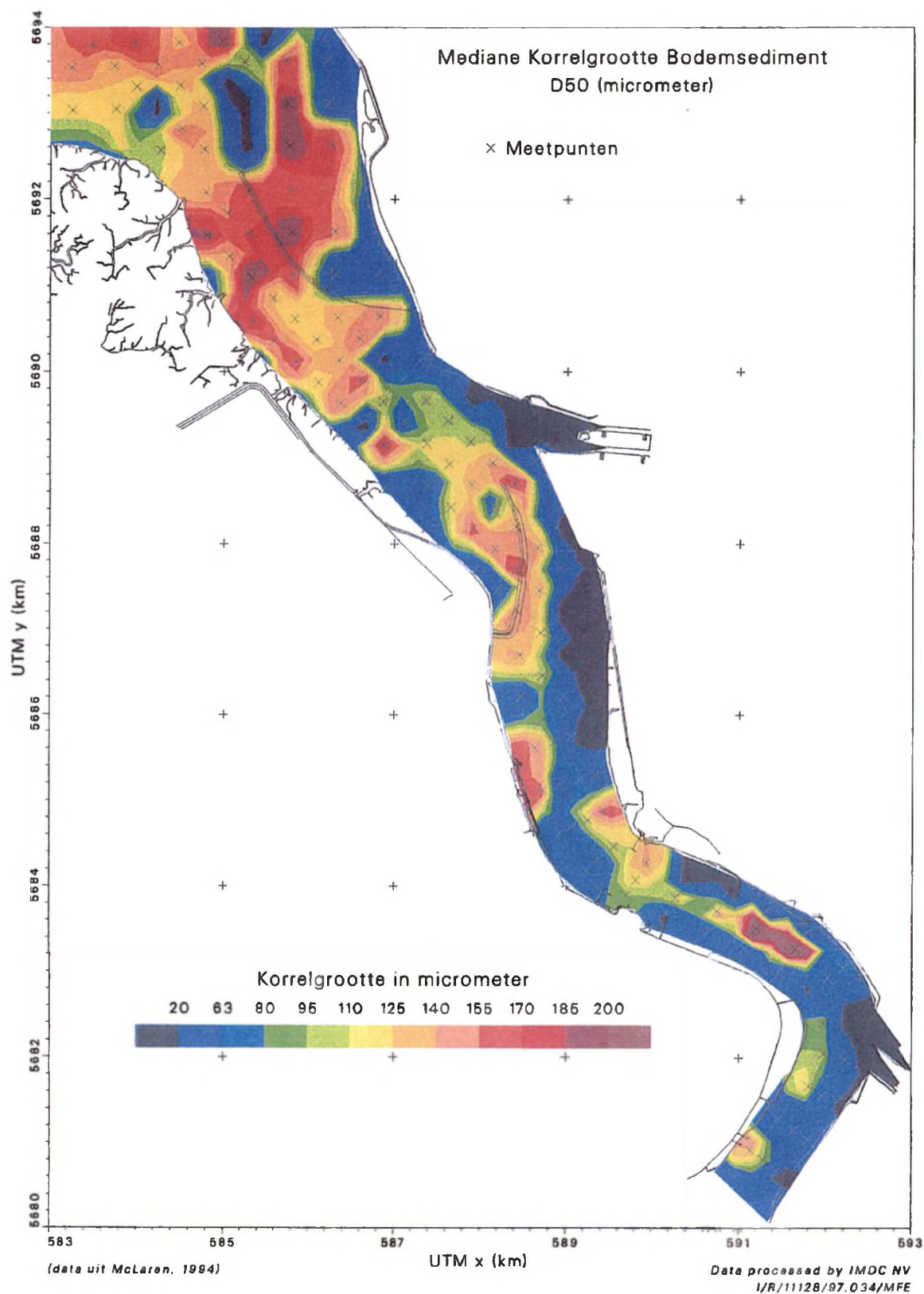
Tabel 3-7 Granulometrische karakteristieken van de sedimenten op de drempels in de Zeeschelde vanaf 1985 (IMDC, 1990b).

	Humus %	Kalk %	Fracties (%)				
			<2 μm	<20 μm	<63 μm	<120 μm	<200 μm
Drempel van Zandvliet	1	11	0	7	12	23	96
Drempel van Frederik	2	13	0	18	24	34	97
Drempel van Lillo	3	17	0	27	50	67	99
Drempel van De Parel	2	15	0	7	14	24	90
Drempel van Krankeloon	1	3	0	1	2	5	89

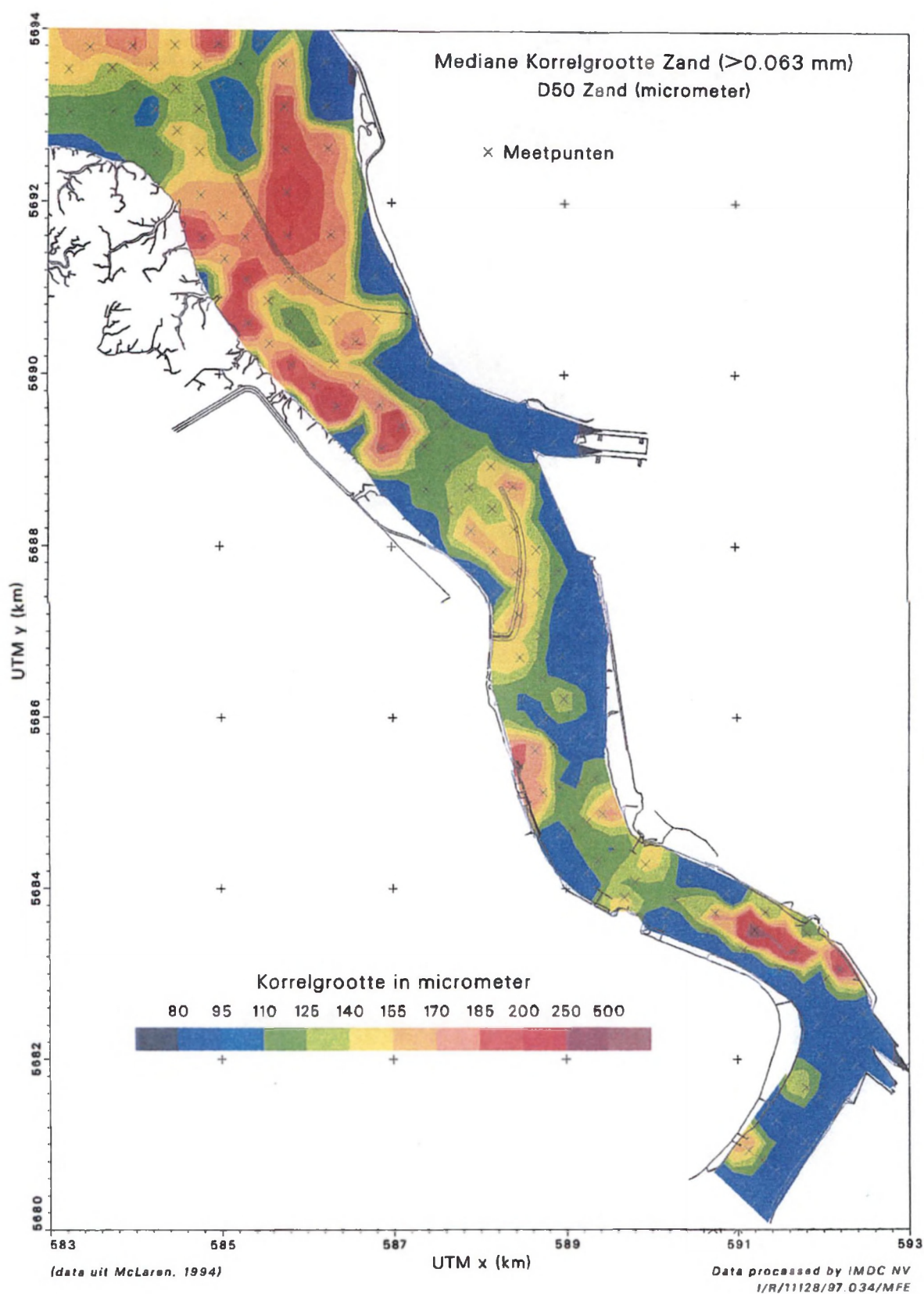
In Figuur 3-45 wordt een kaart getoond met de mediane korrelgrootte (D_{50}) van het bodemsediment (McLaren, 1994). De reeds boven genoemde trend van het fijner worden van de sedimenten naar opwaarts toe, kan ook duidelijk uit de D_{50} - verdeling waargenomen worden. De mediane korrelgrootte ter hoogte van de Drempel van Frederik is gelegen tussen 14 en 120 μm . Op de Plaat van Lillo is het bodemsediment zandrijker, de D_{50} is hier gelegen tussen 104 en 175 μm .

De mediane korrelgrootte van het zand uit het bodemsediment (dus enkel de fractie van het sediment met een korrelgrootte groter dan 63 μm) wordt getoond in figuren Figuur 3-46 en Figuur 3-47 (McLaren, 1994). Op de slibrijke plaatsen (zie vorige figuren) is ook de (mediane) korrelgrootte van de zandfractie klein (<100 μm , zeer fijn zand). Ten opzichte van de Drempel van Zandvliet, waar de mediane korrelgrootte 100 - 200 μm bedraagt (fijn zand), bestaat de zandige fractie op de Drempel van Frederik uit zeer fijn tot fijn zand met een D_{50} gelegen tussen 100 - 140 μm .

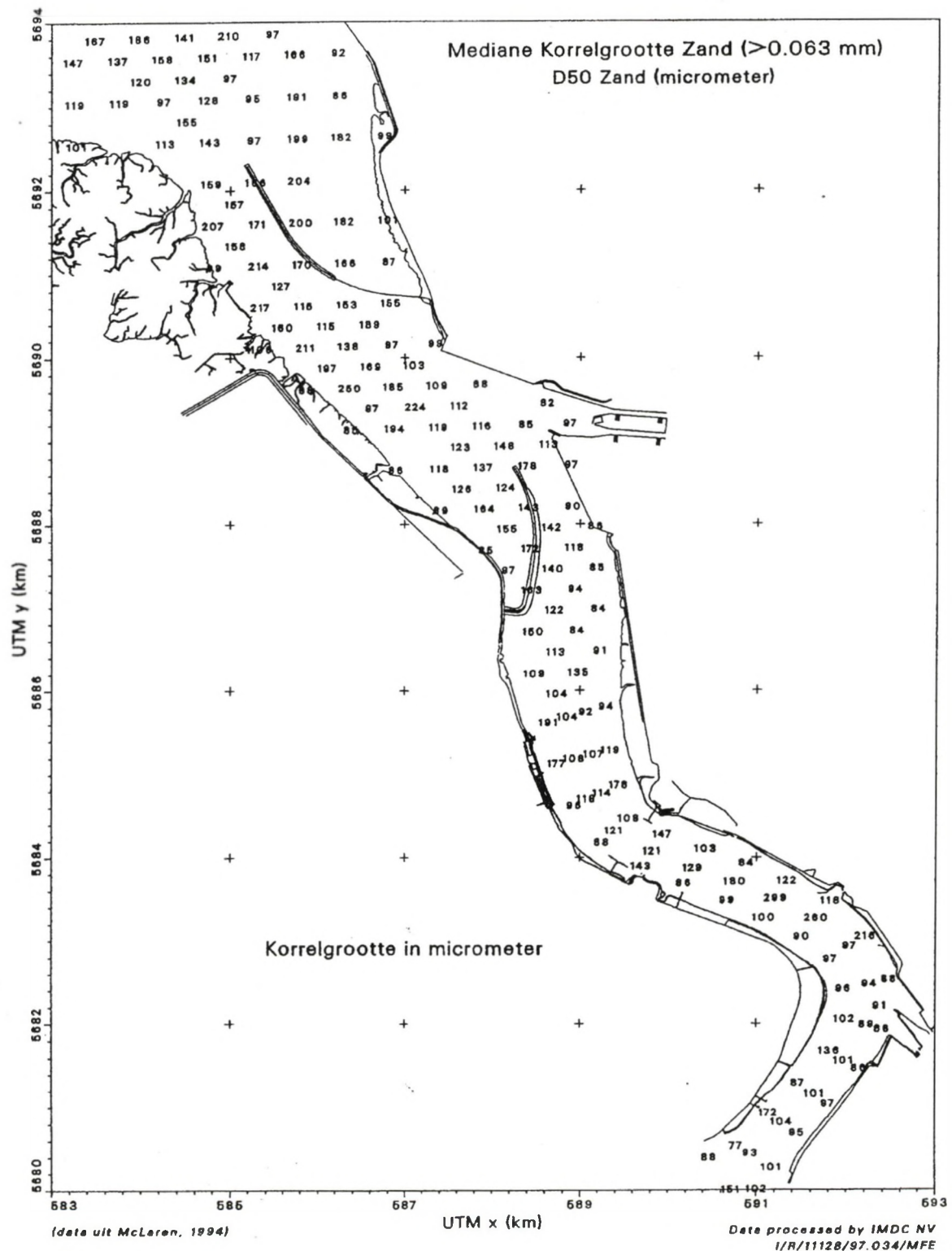
In Figuur 3-48 en Figuur 3-50 wordt de gemiddelde korrelgrootte, de sortering (variantie) en de scheefheid van de korrelgrootteverdeling weergegeven. De korrelgrootte wordt uitgedrukt volgens de Phi-schaal, die gedefinieerd is als $\Phi = -\log_2 D$, met D de korrelgrootte in mm, zie ook Tabel 3-8. De variantie (σ^2) van de verdeling is een maat voor de spreiding van de korrelgrootte rondom de gemiddelde waarde, een lage waarde van σ^2 geeft aan dat de grootte van de korrels sterk geconcentreerd is rond de gemiddelde waarde. De scheefheid is een maat voor de asymmetrie van de korrelgrootteverdeling. De scheefheidscoëfficiënt kan positief of negatief scheef zijn. Uit figuur Figuur 3-50 blijkt dat de korrelgrootteverdeling van de zandrijke sedimenten (> 75% zand) duidelijk positief scheef is (relatief weinig korrels met een grote phi-waarde), dat deze van de slibrijke sedimenten (> 75% slib) duidelijk negatief scheef is (relatief weinig korrels met een kleine phi-waarde) en dat de tussenliggende sedimenten gekarakteriseerd zijn door een (meestal) lage positieve of negatieve scheefheidscoëfficiënt.



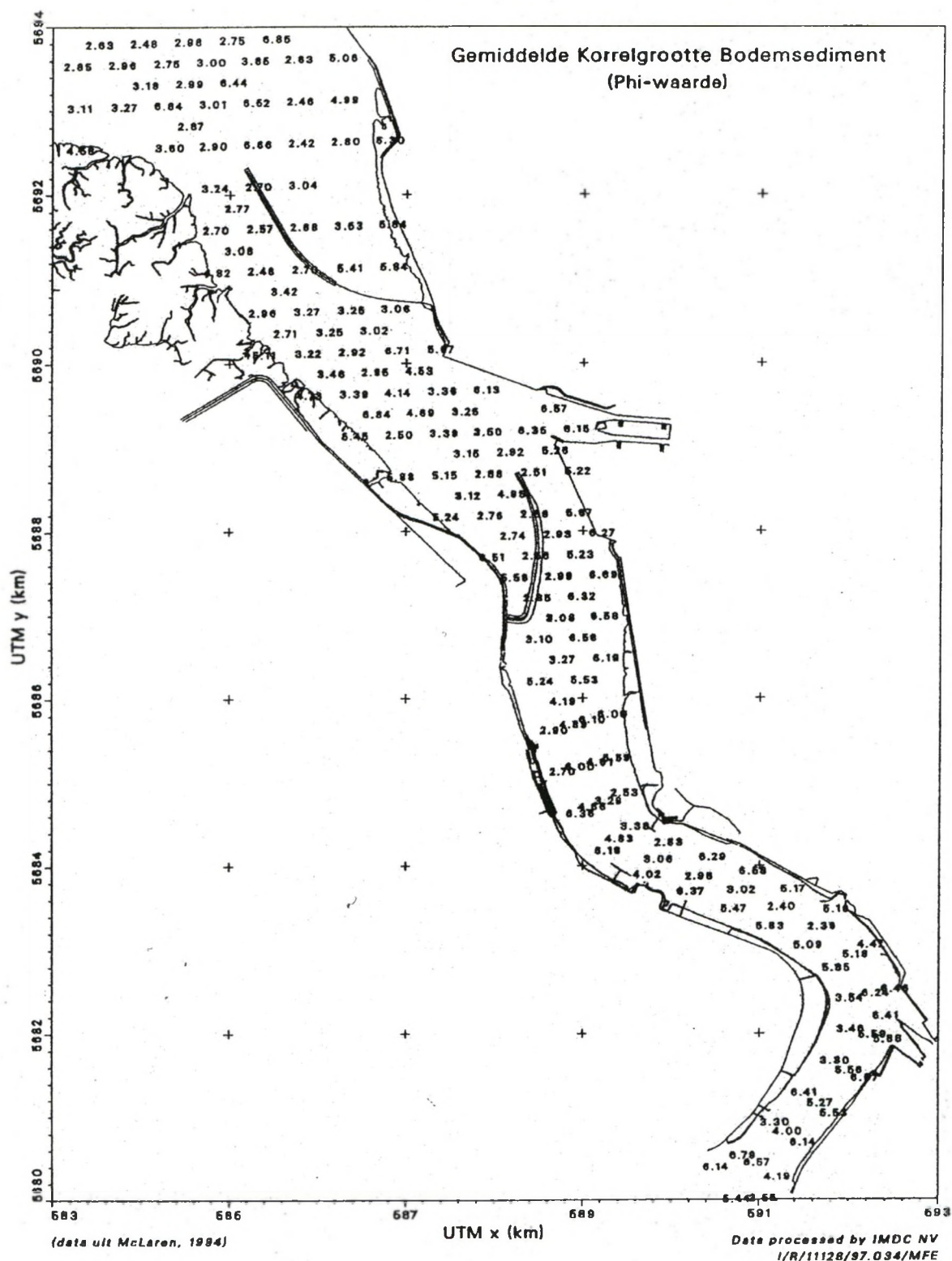
Figuur 3-45 Mediane korrelgrootte (D50) bodemsediment Beneden Zeeschelde



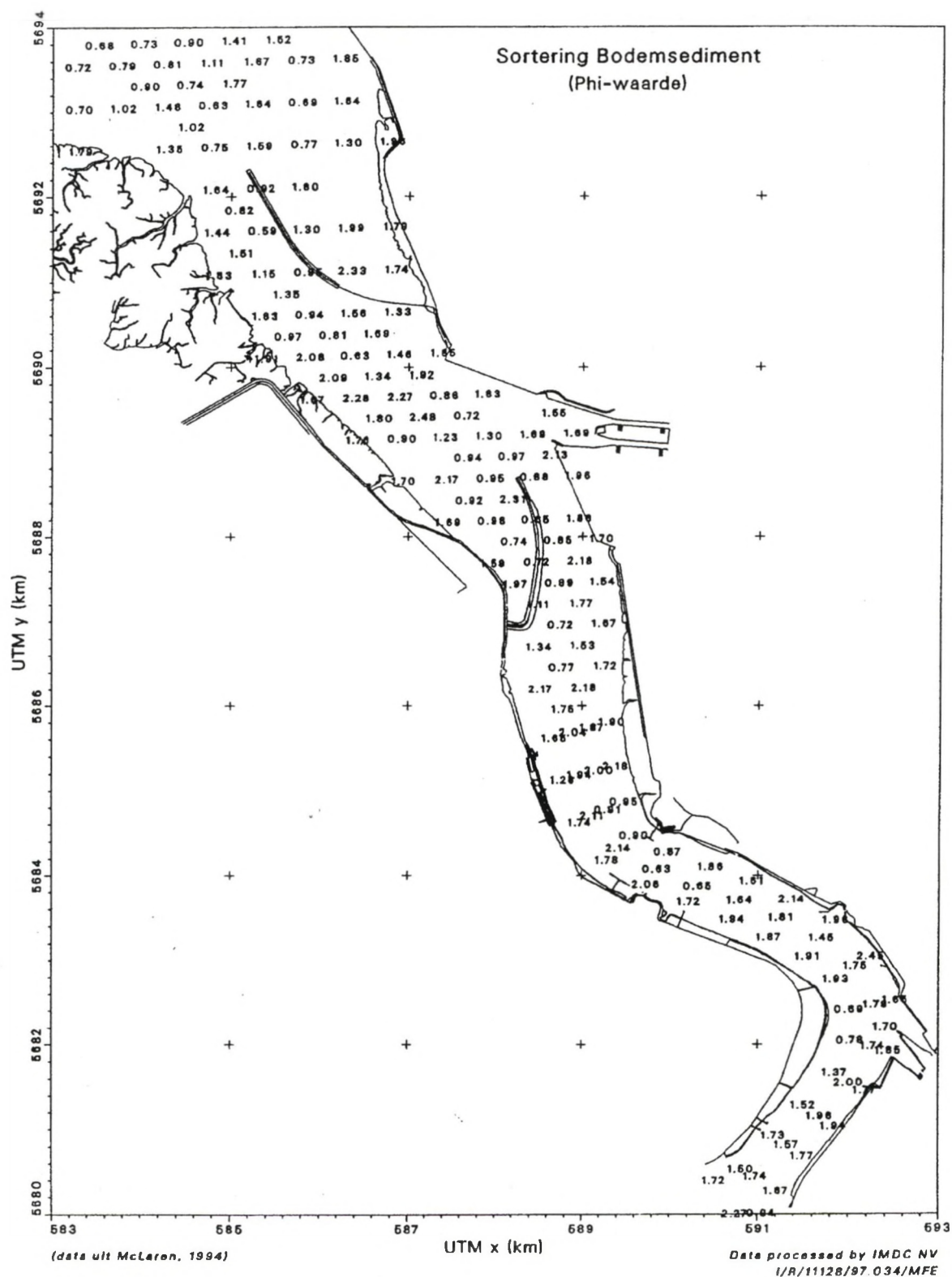
Figuur 3-46 Mediane korrelgrootte (D50) van de zandfractie van het bodemsediment Beneden Zeeschelde



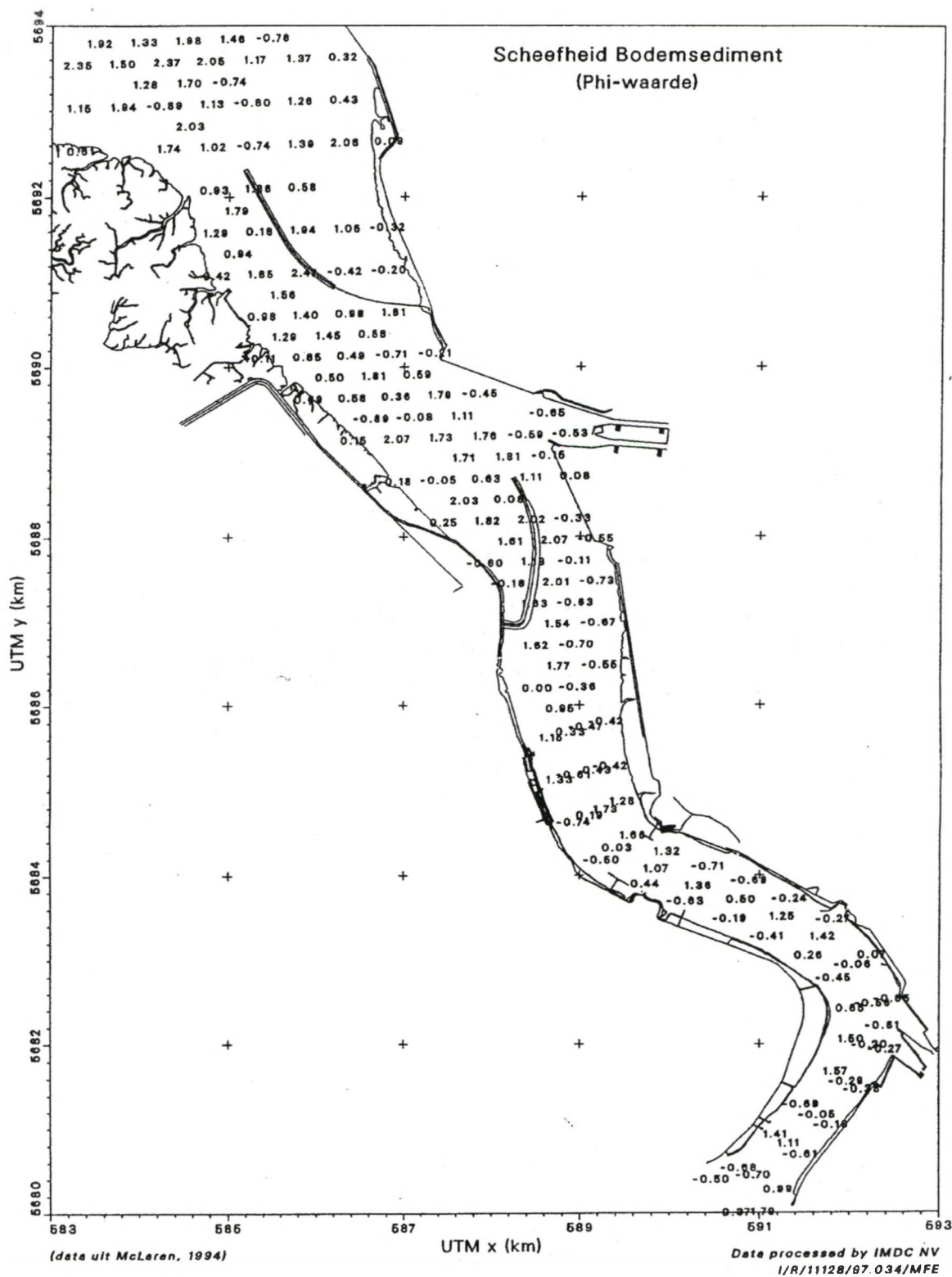
Figuur 3-47 Mediane korrelgrootte (D50) van de zandfractie van het bodemsediment Beneden Zeeschelde



Figuur 3-48 Gemiddelde korrelgrootte van het bodemsediment Beneden Zeeschelde



Figuur 3-49 Sortering van de korrelgrootte van het bodemsediment in de Beneden Zeeschelde



Figuur 3-50 Scheefheid van de korrelgrootteverdeling van het bodemsediment in de Beneden Zeeschelde

Tabel 3-8 Phi schaal en korrelgrootte in μm .

	korrelgrootte in μm	Phi waarde
zeer grof zand	1000 - 2000	0 tot -1
grof zand	500 - 1000	1 tot 0
medium zand	250 - 500	2 tot 1
fijn zand	125 - 250	3 tot 2
zeer fijn zand	63 - 125	4 tot 3
Silt	31 - 63	5 tot 4
Silt	16 - 31	6 tot 5
Silt	8 - 16	7 tot 6
Silt	2 - 8	9 tot 7
Klei	< 2	> 9

3.1.2.2. Wat is slib, wat is turbiditeit ?

Zoals gesteld door Wartel (Wartel en Van Eck, 2000) is slib in de rivierbodem en in de waterkolom de naam voor een zeer complexe waterige suspensie van diverse soorten organische stof en anorganische verbindingen met een breed skala aan afmetingen gaande van ruwweg colloïdaal organisch materiaal tot siltkorrels met een maximum doormeter van 63 μm . Grover materiaal kan voor enkele procenten aanwezig zijn.

In de waterkolom spreekt men van troebelheid of turbiditeit. Het optisch meten van de turbiditeit is gebaseerd op het meten van de verzwakking en reflectie van een uitgestuurd lichtsignaal in een vloeistof met zwevende sedimentdeeltjes. Deze verzwakking is afhankelijk van de concentratie, deeltjesgrootte van het zwevend sediment, vorm van de deeltjes, golflengte van het uitgestuurd licht, omgevingslicht, coloriteit van het water, ...

Omdat de turbiditeit afhankelijk is van het materiaal in suspensie en de vloeistof werd een internationale standaard bepaald om de turbiditeit weer te geven. Hiervoor wordt een oplossing van formazine ($\text{C}_2\text{H}_2\text{N}_4$) in water als referentieoplossing gebruikt en wordt uitgedrukt in:

FNU (Formazine Nephelometric Units)

FTU (Formazine Turbidity Units)

NTU (Nephelometric Turbidity Units)

waarbij 1 FTU = 1 FNU = 1NTU

Om het verband tussen FTU en concentratie (mg/l) te kennen, dient een kalibratie curve te worden opgesteld, die plaatsafhankelijk is

3.1.2.3. Slib in suspensie

3.1.2.3..1 Slibconcentratie

De fijne fractie van het suspensiemateriaal (i.e. het slib) is van een bijzonder belang in een estuarium. Door de estuariene processen (getijwerking, saliniteit, residuele stroming etc.) is de concentratie ervan sterk variabel in tijd en in plaats, wat zijn weerslag heeft op depositie, erosie en transport ervan, processen die uiteraard gekend moeten zijn bij o.a. de planning van baggerwerken of bij de aanleg van dokken of kaaimuren.

De concentratie van slib in suspensie is in de Beneden Zeeschelde meestal beperkt tot enkele honderden mg/l. Dicht tegen de bodem kunnen zich lagen met hoge slibconcentratie (enkele g/l tot 10-tallen g/l) vormen. Deze lagen zijn dikwijls weinig stabiel gedurende een getij. Zij worden gevormd tijdens kentering, wanneer de stroomsnelheid zodanig laag is dat de slibdeeltjes neerslaan. Gedurende de volgende fase van het getij kan deze laag terug in suspensie gebracht worden. Er kunnen echter ook delen van deze sliblaag 'overleven' en consolideren, dit zal eerder

gebeuren gedurende dat deel van een doottij-springtij cyclus wanneer het tijverschil vermindert en de stroomsnelheid afneemt. De invloed van consolidatie op de erosiegevoeligheid van sliblagen werd in de stroomgoot van het laboratorium voor Hydraulica van de KUL onderzocht, de resultaten kunnen gevonden worden in deelrapport 4 van de studie betreffende de aanslibbing in het Deurganckdok (IMDC, 1998). In het kader van deze studie werd op verschillende locaties langsheen de Beneden-Zeeschelde de slibconcentratie gemeten (okt. 1997- dec 1998) (IMDC, 1999). Tijdens deze metingen werden enkel in de meetlocatie van Fort St. Marie slibconcentratiewaarden bereikt van enkel g/l, dit is vermoedelijk deels het gevolg van de vorming van hoge slibconcentratielagen en deels van de ondiepe ligging van het meetpunt in een slibrijke omgeving. Het doel van deze langdurige metingen was om het slib in suspensie te monitoren. Het meten van de hoge concentratie slibsuspensies vormde niet het onderwerp van deze meetcampagne.

De resultaten van de metingen zijn illustratief om de variabiliteit in tijd en ruimte van het slib in suspensie te kwantificeren. De hoge variabiliteit van de slibconcentratie in de waterkolom en op de bodem maakt dat het dikwijls bijzonder moeilijk is om effecten van lokale erosie en sedimentatie te onderscheiden van slibtransport. Dit heeft als gevolg dat het ook zeer moeilijk is om verbanden te leggen tussen de slibconcentratie op de verschillende meetplaatsen.

3.1.2.3.1.1 *Maxima, minima en gemiddelden per eb/vloed*

Uit de resultaten van 13-uursmetingen te Zandvliet (IMDC-WLB, 1992; Fettweis et al., 1994) blijkt dat slib in suspensie een verschillend gedrag en dus concentratie vertoont tijdens eb en vloed. Dit is het gevolg van de ligging van het meetpunt in de dwarssectie, het type ophanging en ook van verschillen in het snelheidspatroon en in het snelheidsprofiel tijdens eb en vloed. De slibconcentraties werden daarom gemiddeld over respectievelijk eb en vloed.

Tabel 3-9 en Tabel 3-10 geven voor de verschillende meetposten de maximale maandelijkse slibconcentraties bij eb en vloed voor een gemiddeld doottij, gemiddeld tij en gemiddeld springtij. In Tabel 3-11 en Tabel 3-12 worden de maandelijks gemiddelde eb- en vloedgemiddelde slibconcentraties gegeven en dit voor een gemiddeld doottij, gemiddeld tij en gemiddeld springtij. Opvallend is dat de gemiddelde slibconcentraties bijna altijd (iets) groter zijn tijdens vloed bij de vaste meetopstellingen (Oosterweel, Fort St. Marie en Prosperpolder) en de vlottend opgehangen toestellen te Oosterweel en Prosperpolder (beiden aan de oppervlakte drijvend). Dit hangt echter nauw samen met de positionering van de meettoestellen (bv al dan niet op de vloedscharen)

3.1.2.3.1.2 *Doottij-springtij variaties*

Het snelheidsverloop tijdens een doottij is verschillend van het verloop tijdens een springtij. Ook is de stroming tijdens vloed kwalitatief verschillend voor een springtij en een doottij. Tijdens een springtij zijn de vloedsnelheden meer asymmetrisch en ze vertonen een uitgesproken dubbele piek. Tijdens een doottij is het vloedverloop van de snelheid veel geleidelijker. Dit betekent dat tijdens een doottij-springtijcyclus de piekvloedsnelheden relatief meer toenemen dan de piekebsnelheden, resulterend dus in een relatief hogere erosie van slib tijdens een springtij-vloed dan tijdens een doottij-vloed. Op plaatsen die langs de vaargeul gelegen zijn of tegen leidammen (zie Noord Ballast) of andere 'beschermd' plaatsen (Lillo steiger) is het snelheidsverloop duidelijk verschillend en gelden bovengenoemde regels niet meer.

Tabel 3-9: Maximale slibconcentraties (mg/l) bij eb, per maand en per meetpost.

		1997			1998											
		okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Viottende Meetopstelling																
Oosterweel 0 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	111	124	154	127	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	gem tij	255	254	224	119	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	springtij	132	217	205	153	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lillo Steiger -4 m opp. (-6.8 m TAW)	doodtij	662	885	551	482	265	165	171	527	-	157	328	600	145	486	-
	gem tij	496	1295	514	244	258	162	184	292	245	179	315	889	162	1333	416
	springtij	-	1562	965	188	259	200	534	364	193	112	-	631	296	405	587
Boei 84 -5.8 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	444	606	580	388	789	679	808	802	429	579	528	621	1124	872	840
	gem tij	784	1018	994	642	873	1012	1205	1015	495	504	367	698	796	798	1186
	springtij	836	609	1050	888	1195	1261	1034	914	377	346	273	643	604	551	-
Boei 84 -7.8 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	173	205	283	421	372	352
	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	301	259	354	393	427	411
	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	391	299	423	461	409	419
Prosperpolder 0 m opp. (-5 m TAW)	doodtij	80	61	155	141	-	-	-	-	-	46	44	39	-	88	100
	gem tij	118	126	192	176	-	-	-	-	48	62	73	46	-	156	105
	springtij	148	146	174	160	-	-	-	-	54	47	55	60	-	164	103
N Ballast -4 m opp. (-8.6 m TAW)	doodtij	-	233	290	225	272	245	286	225	158	103	151	167	212	206	236
	gem tij	-	260	330	275	331	340	306	248	186	183	204	259	281	260	255
	springtij	-	220	349	295	349	392	371	245	242	229	186	226	313	250	226
N Ballast -6 m opp. (-8.6 m TAW)	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	147	270	293	430	260	369
	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	256	331	459	400	398	436
	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	275	302	476	556	404	525
Vaste Meetopstelling																
Oosterweel 5.5 m van bodem (-9.5 m TAW)	doodtij	250	207	323	209	370	352	232	265	229	167	-	-	-	-	-
	gem tij	347	384	405	322	380	455	399	437	230	209	-	-	-	-	-
	springtij	184	328	480	377	382	384	350	442	373	298	-	-	-	-	-
Oosterweel 1.5 m van bodem (-9.5 m TAW)	doodtij	376	309	361	339	465	463	323	340	324	297	-	-	-	-	-
	gem tij	390	438	441	309	444	453	526	399	366	348	-	-	-	-	-
	springtij	318	389	475	427	430	519	519	488	371	350	-	-	-	-	-
Fort St Marie 0.8 m van bodem (-1.6 m TAW)	doodtij	-	-	516	4368	4683	3214	2020	1273	1513	1934	772	511	-	-	-
	gem tij	-	-	1199	2384	4707	2106	2483	1787	2276	874	2125	-	-	-	-
	springtij	-	-	326	2554	4566	4395	3281	2219	2019	1425	360	-	-	-	-
Prosperpolder 1 m van bodem (-5 m TAW)	doodtij	177	145	181	208	194	229	-	-	-	75	611	598	-	-	-
	gem tij	265	204	228	200	199	221	210	-	-	411	542	466	-	-	-
	springtij	235	136	203	245	227	235	214	-	-	615	597	458	-	-	-

Tabel 3-10: Maximale slibconcentratie (mg/l) bij vloed, per maand en per meetpost.

		1997			1998											
		okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Vlottende Meetopstelling																
Oosterweel 0 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	232	360	357	216	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	gem tij	369	354	454	347	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	springtij	223	316	476	528	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lillo Steiger -4 m opp. (-6.8 m TAW)	doodtij	635	949	643	363	349	168	167	480	-	198	641	573	104	194	-
	gem tij	773	1777	935	267	369	174	255	358	243	204	313	342	264	638	636
	springtij	-	1548	866	355	482	257	846	358	176	113	-	687	397	480	348
Boei 84 -5.8 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	162	313	302	237	354	374	345	426	251	242	1063	402	611	1154	1474
	gem tij	254	416	485	399	469	971	572	526	225	328	320	450	525	670	929
	springtij	389	357	500	597	608	1159	451	517	412	248	219	348	349	704	-
Boei 84 -7.8 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	118	252	234	328	386	332
	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	264	267	329	412	337	356
	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	373	453	346	369	326	407
Prosperpolder 0 m opp. (-5 m TAW)	doodtij	66	60	99	105	-	-	-	-	-	54	46	39	-	105	103
	gem tij	102	147	200	148	-	-	-	-	55	80	64	59	-	170	167
	springtij	152	75	193	167	-	-	-	-	67	92	72	77	-	200	198
N Ballast -4 m opp. (-8.6 m TAW)	doodtij	-	143	220	230	216	269	258	157	131	66	117	150	158	234	294
	gem tij	-	191	299	249	272	314	390	260	147	153	130	212	202	325	345
	springtij	-	134	362	272	325	371	320	247	157	173	124	199	236	341	228
N Ballast -6 m opp. (-8.6 m TAW)	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	76	127	174	200	250	308
	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	126	157	217	286	352	367
	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	138	142	243	349	354	343
Vaste Meetopstelling																
Oosterweel 5.5 m van bodem (-9.5 m TAW)	doodtij	321	346	430	303	381	360	345	382	346	195	-	-	-	-	-
	gem tij	410	490	487	395	462	491	490	490	468	327	-	-	-	-	-
	springtij	277	438	452	463	490	491	490	425	487	414	-	-	-	-	-
Oosterweel 1.5 m van bodem (-9.5 m TAW)	doodtij	356	376	324	383	438	437	334	275	432	256	-	-	-	-	-
	gem tij	507	509	413	329	468	422	436	400	459	339	-	-	-	-	-
	springtij	303	509	410	387	465	488	441	454	422	492	-	-	-	-	-
Fort St Marie 0.8 m van bodem (-1.6 m TAW)	doodtij	-	-	738	4602	2599	2575	2106	582	702	369	793	716	-	-	-
	gem tij	-	-	967	2431	4415	890	2339	1304	2246	1413	1026	-	-	-	-
	springtij	-	-	1068	2435	4838	4722	3013	1849	1787	1295	511	-	-	-	-
Prosperpolder 1 m van bodem (-5 m TAW)	doodtij	287	193	227	214	226	257	-	-	-	139	637	629	-	-	-
	gem tij	248	259	287	226	257	270	264	-	-	468	635	635	-	-	-
	springtij	276	226	257	275	273	300	290	-	-	517	623	612	-	-	-

Tabel 3-11 : Gemiddelde slibconcentratie (mg/l) per eb, per maand en per meetpost.

		1997			1998											
		okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Vlottende Meetopstelling																
Oosterweel	doodtij	48	73	75	64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0 m opp.	gem tij	70	94	93	70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(-9.5 m TAW)	springtij	67	102	82	76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lillo Steiger	doodtij	140	209	131	158	119	129	98	127	-	95	121	188	62	113	-
-4 m opp.	gem tij	183	251	156	113	138	119	115	124	110	118	120	187	68	177	180
(-6.8 m TAW)	springtij	-	275	163	129	136	125	144	130	105	76	-	115	104	158	185
Boei 84	doodtij	124	192	141	123	198	133	243	227	156	152	150	210	269	173	245
-5.8 m opp.	gem tij	220	301	283	164	236	220	218	211	159	127	122	210	175	139	257
(-9.5 m TAW)	springtij	244	311	345	308	324	334	244	214	115	91	98	182	144	104	-
Boei 84	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	71	57	80	104	97	86
-7.8 m opp.	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	85	86	113	137	134	123
(-9.5 m TAW)	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	117	107	141	173	166	194
Prosperpolder	doodtij	25	26	49	55	-	-	-	-	-	35	20	24	-	56	62
0 m opp.	gem tij	27	42	51	59	-	-	-	-	37	41	27	28	-	63	62
(-5 m TAW)	springtij	31	37	56	56	-	-	-	-	39	38	26	30	-	78	72
N Ballast	doodtij	-	64	84	85	95	86	89	77	55	31	36	46	59	85	88
-4 m opp.	gem tij	-	90	117	99	121	122	114	92	57	44	51	67	80	106	90
(-8.6 m TAW)	springtij	-	82	126	113	137	147	120	94	53	62	56	74	110	131	96
N Ballast	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60	61	71	92	110	114
-6 m opp.	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	90	121	133	140	128
(-8.6 m TAW)	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	94	89	119	171	170	197
Vaste Meetopstelling																
Oosterweel	doodtij	84	104	106	96	156	122	94	102	118	76	-	-	-	-	-
5.5 m van bodem	gem tij	129	167	146	118	158	145	119	128	115	104	-	-	-	-	-
(-9.5 m TAW)	springtij	111	157	128	192	169	172	139	169	123	119	-	-	-	-	-
Oosterweel	doodtij	104	127	135	130	187	155	117	120	162	92	-	-	-	-	-
1.5 m van bodem	gem tij	164	204	189	139	179	178	147	155	140	132	-	-	-	-	-
(-9.5 m TAW)	springtij	144	182	161	216	191	226	176	196	154	139	-	-	-	-	-
Fort St Marie	doodtij	-	-	116	120	374	197	258	211	225	99	109	278	-	-	-
0.8 m van bodem	gem tij	-	-	165	146	308	200	303	218	210	105	153	-	-	-	-
(-1.6 m TAW)	springtij	-	-	121	273	421	348	380	254	216	136	116	-	-	-	-
Prosperpolder	doodtij	77	83	103	103	99	104	-	-	-	-	54	70	-	-	-
1 m van bodem	gem tij	81	101	121	108	113	120	119	-	-	52	70	79	-	-	-
(-5 m TAW)	springtij	90	91	125	114	124	128	126	-	-	66	76	73	-	-	-

Tabel 3-12: Gemiddelde slibconcentratie (mg/l) per vloed, per maand en per meetpost.

		1997			1998											
		okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Vlottende Meetopstelling																
Oosterweel 0 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	83	137	131	77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	gem tij	124	184	156	114	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	springtij	106	179	146	146	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lillo Steiger -4 m opp. (-6.8 m TAW)	doodtij	123	181	136	146	121	127	95	143	-	111	155	197	46	95	-
	gem tij	241	233	194	110	148	117	122	135	113	133	147	150	71	128	154
	springtij	-	270	210	132	144	120	199	153	107	77	-	125	95	147	164
Boei 84 -5.8 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	90	151	93	74	103	83	142	127	99	90	121	206	198	268	331
	gem tij	142	197	171	131	177	197	173	177	110	91	105	190	163	181	259
	springtij	161	211	196	234	246	284	165	174	184	74	70	137	106	161	-
Boei 84 -7.8 m opp. (-9.5 m TAW)	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	41	44	61	89	125	130
	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	64	62	92	112	147	134
	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	89	83	111	138	178	195
Prosperpolder 0 m opp. (-5 m TAW)	doodtij	24	27	50	59	-	-	-	-	-	36	22	25	-	65	68
	gem tij	28	47	67	67	-	-	-	-	41	46	29	32	-	74	75
	springtij	39	40	65	71	-	-	-	-	47	48	32	38	-	96	98
N Ballast -4 m opp. (-8.6 m TAW)	doodtij	-	46	64	68	68	80	74	60	40	29	27	39	47	100	90
	gem tij	-	68	83	80	93	104	93	77	42	33	38	55	64	115	92
	springtij	-	62	88	93	111	126	97	78	41	47	42	59	77	145	101
N Ballast -6 m opp. (-8.6 m TAW)	doodtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	35	37	47	57	111	99
	gem tij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	47	50	70	80	128	109
	springtij	-	-	-	-	-	-	-	-	-	54	53	72	100	161	152
Vaste Meetopstelling																
Oosterweel 5.5 m van bodem (-9.5 m TAW)	doodtij	121	160	147	87	191	124	127	127	185	110	-	-	-	-	-
	gem tij	172	229	184	133	184	161	137	169	181	160	-	-	-	-	-
	springtij	150	218	166	194	198	206	177	197	197	190	-	-	-	-	-
Oosterweel 1.5 m van bodem (-9.5 m TAW)	doodtij	151	185	163	108	211	160	137	135	231	135	-	-	-	-	-
	gem tij	213	274	216	140	191	159	150	178	210	195	-	-	-	-	-
	springtij	173	245	181	219	206	231	188	229	229	228	-	-	-	-	-
Fort St Marie 0.8 m van bodem (-1.6 m TAW)	doodtij	-	-	167	151	342	285	239	179	254	130	188	321	-	-	-
	gem tij	-	-	245	158	295	201	272	235	293	201	223	-	-	-	-
	springtij	-	-	146	237	414	331	322	343	313	250	213	-	-	-	-
Prosperpolder 1 m van bodem (-5 m TAW)	doodtij	95	103	132	128	131	135	-	-	-	-	66	110	-	-	-
	gem tij	114	142	166	145	161	172	209	-	-	84	99	94	-	-	-
	springtij	144	144	171	163	187	205	222	-	-	119	127	133	-	-	-

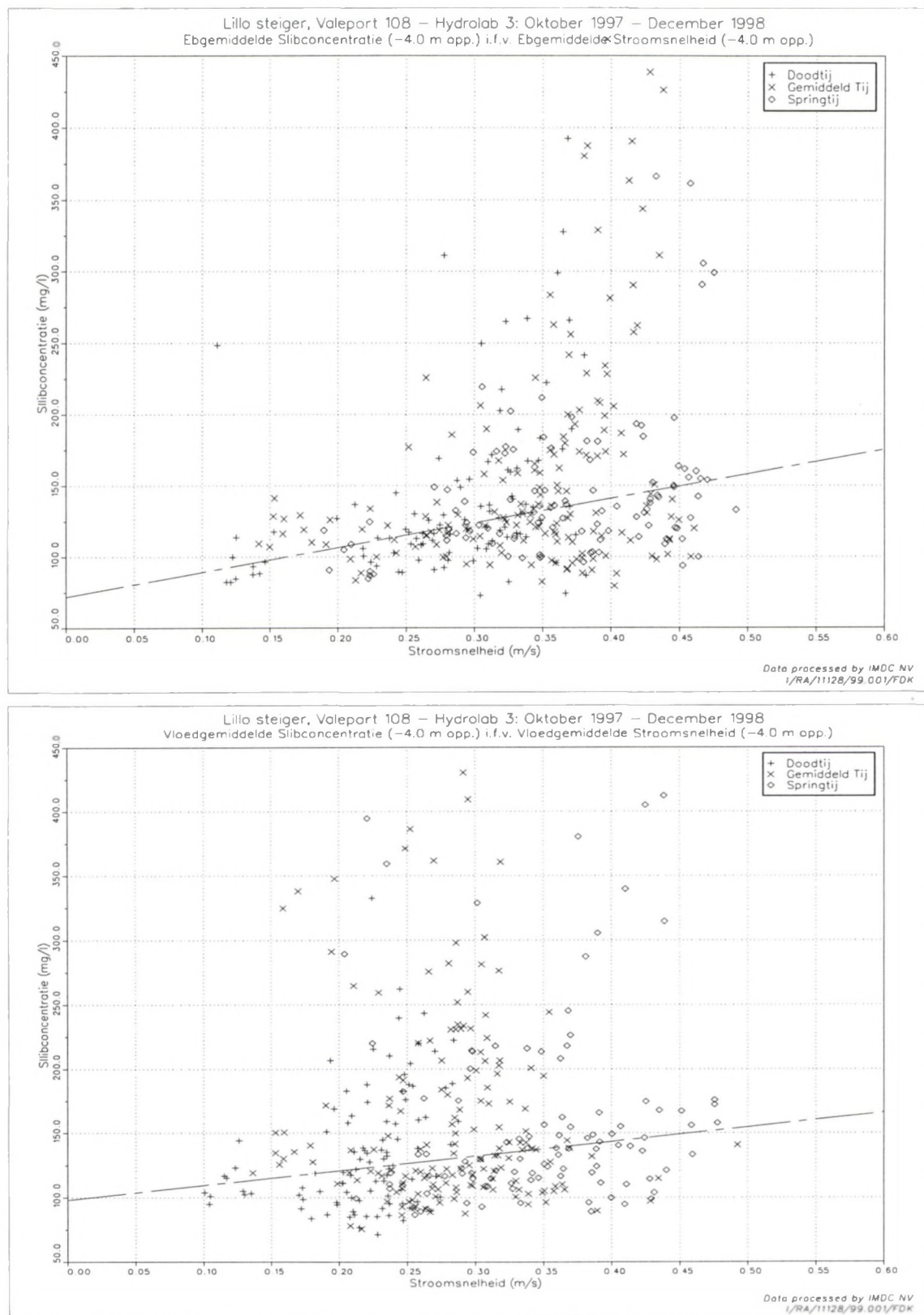
De gemiddelde slibconcentratie tijdens een springtij is te Oosterweel 1.3 tot 1.4 keer groter dan tijdens een doottij, met nauwelijks verschil tussen eb of vloed of tijdens een winter of zomer.

Te Prosperpolder zijn de gemiddelde concentraties tijdens een springtij 1.2 tot 1.7 keer groter dan tijdens een doottij. Dit getal is groter tijdens vloed (1.4-1.7) en tijdens een zomer (1.3-1.7) dan tijdens eb (1.2-1.3) en een winter (1.2-1.4).

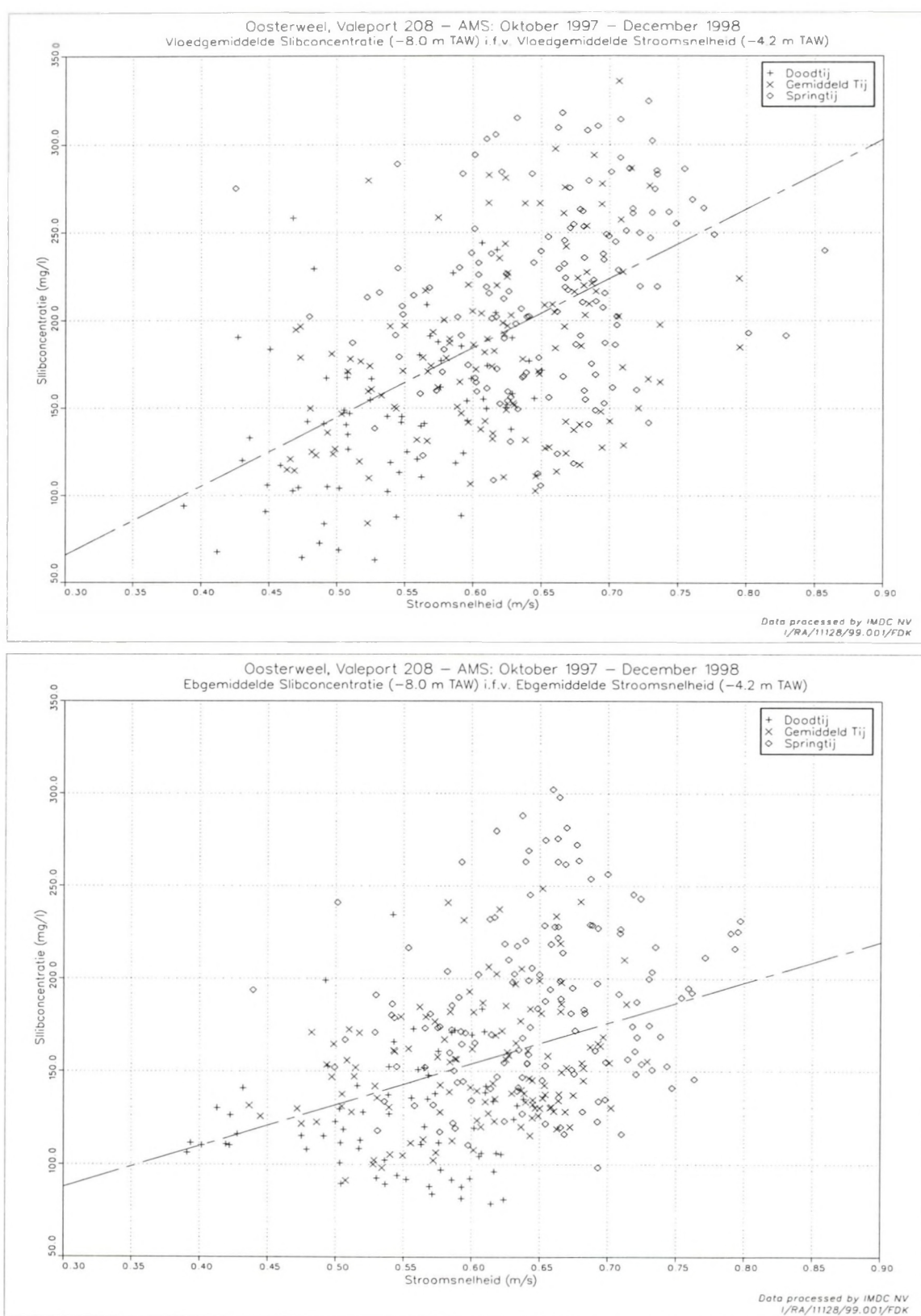
Het grootste verschil in slibconcentratie tussen doottij en springtij is bij de hier beschouwde metingen ter hoogte van Boei 84. De gemiddelde slibconcentratie tijdens een springtij is 1.7-2.1 keer groter tijdens dan tijdens een doottij. Dit getal is iets groter tijdens vloed (1.9-2.1) en tijdens een winter (1.9-2.1) dan tijdens een eb (1.7-1.9) en een zomer (1.7-1.9).

3.1.2.3.1.3 *Invloed van stroomsnelheid*

Uit een analyse van de eb- respectievelijk vloedgemiddelde slibconcentratie als functie van de eb- respectievelijk vloedgemiddelde stroomsnelheid, blijkt duidelijk dat de gemiddelde slibconcentratie significant gecorreleerd is met de gemiddelde stroomsnelheid: met toenemende tijgemiddelde stroomsnelheid stijgt de tijgemiddelde slibconcentratie. De fluctuaties in de correlatiecoëfficiënt zijn in belangrijke mate te wijten aan doottij-springtij variaties in snelheid en/of slibconcentratie. De soms lage correlatiecoëfficiënten (zie b.v. Lillo, Figuur 3-51 of Oosterweel Figuur 3-52) zijn te wijten aan het feit dat bovenop de stroomsnelheid (lokale erosie/sedimentatie) effecten van slibtransport (advectie) in belangrijke mate de concentratie aan suspensiemateriaal kunnen beïnvloeden. Transport van slib is gekoppeld aan variaties over langere periodes (seizoenen). Deze variaties worden verder behandeld.



Figuur 3-51 Lillo Steiger (Hydrolab, -4 m opp, vlottend), Slibconcentratie i.f.v. stroomsnelheid. (a) eb-gemiddeld ($R=0.34$, $\text{sig}=4\text{e-}11$) en (b) vloed-gemiddeld ($R=0.11$, $\text{sig}=3\text{e-}2$). Oktober '97 – December '98.



Figuur 3-52: Oosterweel (Staiger Mohilo 7530 SSN, 1.5 m van bodem, vast), Slibconcentratie i.f.v. stroomsnelheid. (a) eb-gemiddeld ($R=0.40$, $\text{sig}=1\text{e-}14$) en (b) vloed-gemiddeld ($R=0.48$, $\text{sig}=8\text{e-}22$). Oktober '97 - December '98.

3.1.2.3..1.4 *Slibconcentratievariaties over een getij*

Uit een analyse van het verloop van de ogenblikkelijke slibconcentratie in functie van de tijd gedurende twee korte periodes tijdens de winter en de zomer blijkt dat de slibconcentratie duidelijk variaties vertoont in functie van de waterstand en het tijverschil. Ook kunnen variaties met een hogere frequentie (uren) waargenomen worden. Mogelijke verklaringen hiervoor kunnen gevonden worden in de turbulente variaties in de stroming, in het voorkomen van pieksnelheden, in de niet homogene verspreiding en samenstelling van het slib op de bodem, in variaties van slibaanvoer door transport en in de verandering van de afstand van de meetsonde tot de bodem (vlottende ophanging).

Erosie en afzetting van slib gedurende een getij kan het voorkomen van enkele pieken in de curven verklaren. Omstreeks kentering daalt de stroomsnelheid zodanig dat slib afgezet kan worden, hierdoor stijgt de concentratie dicht tegen de bodem, terwijl hoger in de waterkolom de concentratie afneemt. De sliblaag die zich vormt heeft een lage densiteit en wordt gemakkelijk geërodeerd als de stroming terug toeneemt, resulterend in een eerste concentratiepiek. De schuifspanning nodig om de onderliggende sliblagen (indien aanwezig) in suspensie te brengen is groter, erosie treedt enkel op wanneer de stroomsnelheid voldoende groot is, wat een tweede concentratiepiek veroorzaakt. Een derde piek in de concentratie valt samen met maximum in vloodsnelheid. Deze piekwaarde is meer uitgesproken tijdens een springtij dan tijdens een doottij. Tijdens eb is het verloop van de snelheid in functie van de tijd uniformer en enkel twee pieken in de curve mogen verwacht worden uitgaande van de erosiegevoeligheid van het slib. Deze redenering gaat ervan uit dat tijdens een doottij-springtij cyclus, er een periode is waar de erosie zal overheersen (springtij) en een waar sedimentatie overheerst (doottij) zodat de sliblaag de kans krijgt om te consolideren.

De hoge variabiliteit van de slibconcentratie in de waterkolom en op de bodem maakt dat de interpretatie van in situ metingen bijzonder moeilijk is. Een typisch probleem is om de effecten van lokale erosie en sedimentatie te onderscheiden van slibtransport (advectie). Advectie van slibdeeltjes kunnen een aantal pieken tijdens een getij verklaren die gecorreleerd zijn aan erosie van kleine sliblagen stroomopwaarts van het meetpunt.

Wanneer voor elke meetpost een relatieve slibconcentratiecurve wordt opgesteld, waarbij de concentratie gedeeld wordt door de gemiddelde concentratie per getij) kan worden nagegaan voor doottij, gemiddeld tij en springtij gedurende welke fase van het getij de gemiddelde tijdstippen van pieken in slibconcentratie vallen en hoe deze variëren in functie van de tijverschil. Uit een vergelijking tussen de relatieve slibconcentratiecurves en de getijgemiddelde snelheidscurves kan opgemerkt worden dat de pieken in slibconcentratie meestal later optreden dan de pieken in stroomsnelheid (ongeveer 1h00 – 2h00). Hieronder wordt een overzicht per meetstation gegeven (in Fort St. Marie en in Prosperpolder werden geen snelheidsmetingen uitgevoerd):

Lillo steiger (-6.8 m TAW, sonde 4 m van opp). Tijdens vloed treden twee pieken op, terwijl tijdens eb enkel één piek zichtbaar is. De eerste vloed-piek en de eb-piek komen overeen met het terug eroderen van het tijdens kentering afgezette slib, de tweede vloed-piek treedt ongeveer 1 uur na het maximum in snelheid op en is dus gecorreleerd met de snelheid. De vertraging is het gevolg van het feit dat de sonde zich op dat moment op ongeveer 7 m van de bodem bevindt.

Boei 84 (-9.5 m TAW, sondes 5.8 m en 7.8 m van opp): Tijdens vloed treden twee pieken op, terwijl tijdens eb enkel één piek zichtbaar is. De maximum slibconcentratie tijdens eb is duidelijk groter dan de maximum vloed-concentratie. De stroming is niettemin vloeddominant. De slibconcentratie-piek tijdens eb ligt op $\pm 4h00$ na HW, de afstand van de sondes tot de bodem is dan $\pm 4-6$ m. Maximum vloed snelheid is op $\pm 1h00$ voor HW, de afstand van de sondes tot bodem is dan $\pm 6-8$ m. De hogere eb-concentraties kunnen niet verklaard worden door de lokale stroomsnelheid (erosie), dit wordt ook ondersteund door het gegeven dat de boei gelegen is in een slibrijke omgeving, het slibgehalte van de bodemsedimenten bedraagt $\pm 60-70\%$, zie McLaren (1994). Uit de resultaten van de 13-uursmeting ter hoogte van de Drempel van Zandvliet bleek dat de slibconcentratie in een

verticale het gevolg is van voornamelijk slibtransport en in mindere mate van lokale erosie of sedimentatie (Fettweis et al., 1994). De hoge eb-concentraties kunnen daarom verklaard worden door enerzijds het feit dat de sondes dicht tegen de bodem gelegen zijn (vlottende ophanging, lagere snelheden, uitzakken van het slib) en anderzijds door de ligging die maakt dat eb-stroming meer sediment in suspensie transporteert dan de vloed-stroming (vloed 'komt' van Plaat van Doel, een zandrijke omgeving).

Noord Ballast (-8.6 m TAW, sondes 4 m en 6 m van opp): De maximum slibconcentratie tijdens eb is duidelijk groter dan de maximum vloed-concentratie. De stroming is eb-dominant (> 1.1 m/s tijdens springtij), tengevolge van de ligging dicht tegen de strekdam van de Ballastplaat. Tijdens vloed treden twee snelheids- en twee slibconcentratiepieken op. Tussen de snelheidspieken daalt de snelheid tot ± 0.1 m/s. Zowel de eerste als de tweede slibconcentratiepiek komen overeen met het terug eroderen van het tijdens kentering of tijdens de periode van lage vloed-snelheid (tussen de pieken) afgezette slib. Beide snelheidspieken tijdens vloed treden na de slibconcentratiepieken op. De hogere eb-concentraties worden verklaard door zowel de vlottende ophanging (zie boei 84), de ligging die maakt dat eb-stroming meer sediment in suspensie transporteert dan de vloed-stroming (vloed 'komt' over de strekdam van de Ballastplaat, een zandrijke omgeving) en door de hoge eb-snelheden (lokale erosie).

Oosterweel (-9.5 m TAW, slibsondes vlottend aan opp. en 5.5 m en 1.5 m van bodem): Bij de vlottend opgehangen sonde is de slibconcentratie (zowel piek als gemiddeld) bij vloed duidelijk groter dan de eb-concentratie. De stroming is vloed-dominant en heeft tijdens een springtij-vloed een typische dubbele piek. Deze snelheidspieken (vooral maximum op ± 1 h00 voor HW) kunnen gecorreleerd worden met de slibconcentratiepieken tijdens vloed. Tijdens eb is de slibconcentratie aan de oppervlakte duidelijk kleiner dan tijdens vloed. Hoe dicht men tegen de bodem komt hoe gelijk de vloed- en ebconcentraties (piek en gemiddeld) worden. Op 1.5 m van de bodem is de eb-piek in concentratie hoger dan de vloed-piek. De concentratie-piek tijdens eb is vermoedelijk het gevolg van het terug eroderen van het tijdens kentering afgezette slib, gezien het feit dat de concentratie relatief snel terug daalt. De relatief hogere slibconcentratie tijdens vloed zou kunnen wijzen op het feit dat het turbiditeitsmaximum afwaarts van Oosterweel ligt.

Voor de meetposten Prosperpolder en Fort St. Marie beschikken we niet over stroomsnelheidsdata. Volgende beschrijving steunt dan ook enkel op de relatieve slibconcentratiecurves:

Fort St. Marie (-1.6 m TAW, sonde 0.8 m van bodem): De piek slibconcentraties treden op omstreeks 1h00 na HW (HW-kentering) en kan oplopen tot ± 5 g/l.

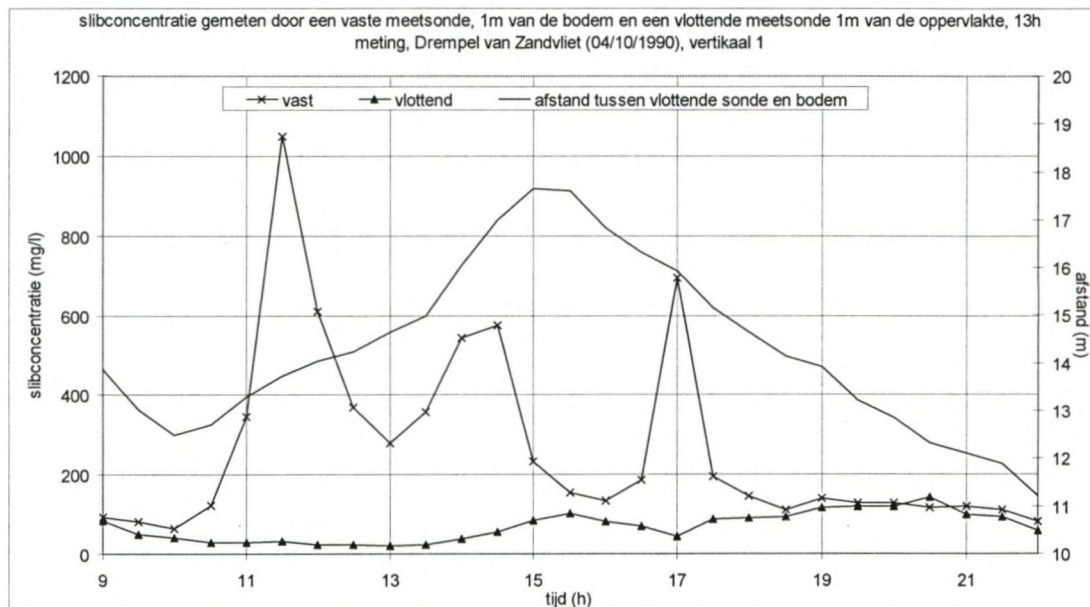
Prosperpolder (-5 m TAW, sonde vlottend aan opp. en 1 m van bodem): Bij de vlottend opgehangen sonde is er tijdens eb en vloed één slibconcentratiepiek aanwezig. Tijdens doottij is de eb-piek groter, terwijl tijdens springtij de vloedpiek groter is. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het vloed-dominant karakter van de stroming aldaar en het voorkomen van een typische dubbele piek tijdens een springtij-vloed. Op 1 m van de bodem treedt het maximum in slibconcentratie tijdens vloed vroeger op dan aan de oppervlakte (3h00-2h00 voor HW t.o.v. 2h00-1h00 voor HW) terwijl de eb-piek op ongeveer hetzelfde ogenblik valt (± 3 h30 na HW). Het feit dat de vloed-piek aan de bodem vroeger optreedt dan aan de oppervlakte wijst op het relatief groter belang van lokale resuspensie aan de bodem dan van slibtransport. Aan de oppervlakte wordt de slibconcentratie vooral door slibtransport bepaald.

3.1.2.3.1.5 Verticale slibconcentratievariaties

De hierboven besproken metingen geven uiteraard enkel de slibconcentratie in één punt over de verticale. Slibconcentratie varieert ook sterk over de verticale. Uit de 13-uursmetingen te Drempeel van Zandvliet van 27/09/1990 en 04/10/1999 (IMDC-WLB, 1992; Fettweis et al, 1994) blijkt dat de bodemconcentratie gemiddeld tijdens doottij 3.1 (eb) tot 3.5 (vloed) en tijdens springtij 2.9 (eb) tot 4.6 (vloed) keer groter is dan de oppervlakteconcentratie. De verticale variatie in slibconcentratie is

uiteraard sterk variabel gedurende een getijcyclus en de verhouding bodem- t.o.v. oppervlakteconcentratie kan veel grotere waarde bereiken.

Het boven vermelde groot verschil tussen oppervlakte en bodemconcentratie wordt geïllustreerd in Figuur 3-53 voor verticale 1 (Drempel van Zandvliet). De oppervlakteconcentratie wordt gemeten door een vlottende sonde op 1 m van het oppervlak en de bodemconcentratie door een vaste sonde op 1 m van de bodem gesitueerd. Het verschil in slibconcentratie tussen bodem en top kan tot een factor 20 bedragen. Tijdens vloed en het eerste deel van eb (16h00-18h00) is de concentratie beduidend groter dicht tegen de bodem. Bij het tweede deel van eb is het concentratieverschil gering.



Figuur 3-53: 13-uursmeting te Drempel van Zandvliet (04/10/1990). slibconcentratie i.f.v. de tijd voor een vlottende meetsonde, 1 m van de oppervlakte en een vast opgehangen meetsonde 1m van de bodem (vertikaal 1).

3.1.2.3..1.6 Invloed van seizoenen

De analyse van de slibconcentratie geeft aan dat er een correlatie is van de slibconcentratie met de seizoenen. Hoge concentraties komen eerder tijdens de winter voor en lage concentraties eerder tijdens de zomer. Deze seizoensgebonden invloeden hebben echter geen invloed op de variaties die optreden tijdens een getijcyclus of tijdens een doottij-springtijcyclus. De seizoensgebonden variaties kunnen toegeschreven worden aan een groot aantal processen, die dikwijls met elkaar verbonden zijn. Zij kunnen als volgt gegroepeerd worden:

- bovendebiet (verschuiving van het turbiditeitsmaximum, grotere sedimenttoevoer vanuit het niet-getijgebonden deel van het bekken),
- temperatuur (biologische activiteit, klimatologische factoren, organische materiaal in suspensie en aggregatie/flocculatie van slibpartikels),
- stormvloeden,
- landerosie (terrestrische input van fijne sedimenten).

Voor een gedetailleerde discussie omtrent deze invloeden wordt verwezen naar (Fettweis et al., 1997 en 1998b). De biologische effecten op de erosiegevoeligheid van slib, werden in het kader van de studie van het Deurganckdok onderzocht tijdens een in situ meetcampagne in enkele intertijdegebieden (Groot Buitenschoor, Paardenschor en Galgenschoor) in de Beneden Zeeschelde, de resultaten werden beschreven in deelrapport 3 (IMDC-IN, 1999) en ook in Fettweis

et al. (1999) en Ysebaert et al. (1999). Aggregatie en flocculatie van slibpartikels worden b.v. besproken in Van Leussen (1994).

Uit een lineaire correlatie blijkt dat gemiddeld de slibconcentratie ongeveer 50-100 mg/l hoger ligt tijdens lage temperaturen (5° C) dan tijdens hoge temperaturen (20° C). De soms lage correlatie tussen beide grootheden (of de hoge variabiliteit van de slibconcentratie) heeft zijn oorsprong enerzijds in de duidelijke doortij-springtij variaties van vooral slibconcentratie en anderzijds in vooral effecten van variaties in bovendebiet (regenbuien), biologische activiteit op de schorren en de erosiegevoeligheid van het slib, aanwezigheid van organisch materiaal in suspensie en de invloed op flocculatie van slibdeeltjes en landerosie.

3.1.2.3..1.7 Turbiditeitsmaximum - langsgradiënten

Volgens de literatuur (zie b.v. Dyer, 1995; Verlaan, 1998) is er in meso- en macrotidale estuaria een zone met hogere slibconcentraties dan elders. Een voorwaarde voor de vorming van een turbiditeitsmaximum is dat de stroomsnelheden voldoende groot zijn om slib in suspensie te houden. Het turbiditeitsmaximum is gewoonlijk gelegen aan het opwaartse einde van de zout-indringing, i.e. een zone met saliniteit van 1-5 g/l. Vertaald naar de Zeeschelde zou dit betekenen dat op het einde van een droge periode, wanneer de saliniteit in Oosterweel hoger is dan 5 g/l, het turbiditeitsmaximum zich opwaarts Oosterweel bevindt. In jan.'98 ligt het turbiditeitsmaximum tussen Boei 84 en Oosterweel. Nadien begint de saliniteit te stijgen en verschuift het maximum naar opwaarts, volgens saliniteitsdata is het gelegen tussen opwaarts Oosterweel en de Lillo. Regenval begin maart doet het maximum terug naar afwaarts verschuiven. Tijdens een relatief lange droge periode (mei '98 – aug '98) verschuift het turbiditeitsmaximum terug naar opwaarts Lillo. Hevige regens in het najaar van '98 zorgen voor lage saliniteiten, waardoor in november '98-december '98 het turbiditeitsmaximum afwaarts Prosperpolder komt te liggen.

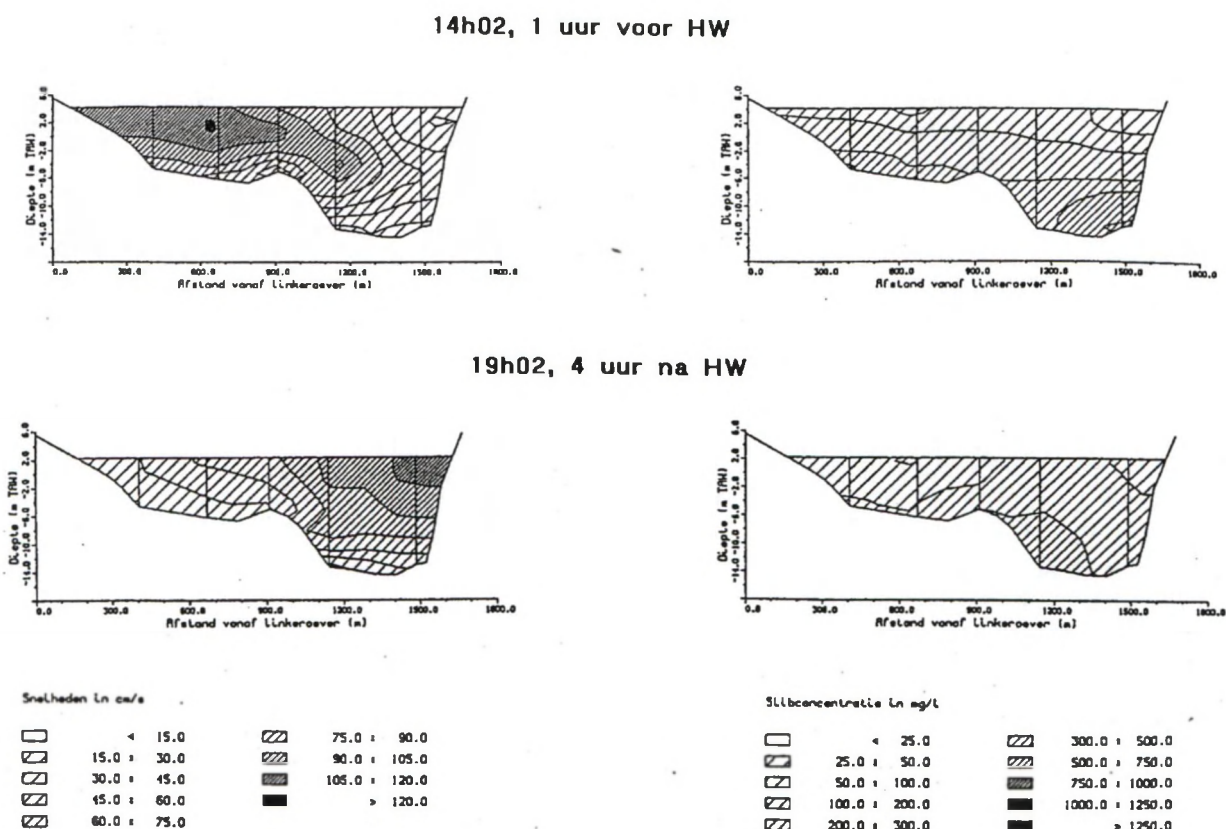
De boven vermelde verschuivingen van het turbiditeitsmaximum bevestigen de bevindingen van Wollast en Marijns (1981), zij hebben aangetoond dat het turbiditeitsmaximum in de Schelde gelegen is op ongeveer 110 km (St. Amands) van de monding gedurende droge periodes (lage bovenafvoer) en op ongeveer 50 km (d.i. ter hoogte van Prosperpolder tot Bath) gedurende natte periodes (hoge bovenafvoer). Uit de metingen in 1997-1998 blijkt dat de pieken in slibconcentratie ongeveer 1h00-2h00 later optreden dan de pieken in stroomsnelheid. De hieruit resulterende hysteresiscurve van de slibconcentratie in functie van de stroomsnelheid werd reeds door meerdere auteurs opgemerkt, zie b.v. Dyer (1995) en wordt als oorzaak aangegeven dat het turbiditeitsmaximum bij lage bovenafvoer soms opwaarts van het zoutfront gelegen kan zijn.

Het verband tussen bovendebiet en slibconcentratie kon worden aangetoond te Prosperpolder gedurende de langdurige meting van september 1992 – december 1993 (Fettweis et al., 1997 en 1998). Ook bij de langdurige metingen van 1997-1998 kan vastgesteld worden dat er een correlatie is tussen bovenafvoer en slibconcentratie is (IMDC, 1999). Deze correlatie is echter niet altijd even uitgesproken. Dyer (1986) merkte op dat de sedimentconcentraties net afwaarts van het turbiditeitsmaximum groter zijn tijdens eb terwijl aan het opwaartse einde van het turbiditeitsmaximum de hoogste concentraties voorkomen tijdens vloed. In beide gevallen is het immers zo dat de stroming komend vanuit het gebied met een turbiditeitsmaximum, meer een hogere concentratie aan slib heeft dan het water dat naar het gebied met turbiditeitsmaximum toe stroomt.

3.1.2.3..1.8 Verdeling van de slibconcentratie over het dwarsprofiel

Tengevolge van laterale verschillen in snelheid, diepte en bodemsamenstelling zijn de slibconcentraties niet constant over een dwarssectie. In Figuur 3-54 zijn de snelheid en de slibconcentratie weergegeven bij maximale vloed en eb.

De slibconcentraties nemen toe bij toenemende snelheid, bij het afnemen van de snelheid omstreeks kentering kan soms waargenomen worden dat het slib uitzakt, de concentratie aan de bodem neemt sterk toe, terwijl in de rest van de waterkolom de concentraties verminderen.



Figuur 3-54 Verdeling van de snelheid en de concentratie in de dwarssectie (Drempel van Zandvliet), springtij van 04/10/90

3.1.2.3..2 Fluvio-marien slib

De verhouding tussen de mariene en fluviatiele component in het gesuspendeerde sediment werd meerdere malen onderzocht (Wartel et al, 2000b). Salomons & Eysink (1981) en Wartel et al. (1993, 1996) gingen uit van de koolstof isotopen samenstelling daarbij steunend op de veronderstelling dat deze samenstelling beduidend verschillend is voor fluviatiel en voor marien slib. Verlaan et al. (1998) gingen uit van de zware metalen samenstelling van het sediment. Uit deze studies blijkt, zoals te verwachten, een zeewaartse daling van de hoeveelheid fluviatiel sediment. Volgens deze studies bedraagt de fluviatiele component nabij de Belgisch-Nederlandse grens 60 tot 80%. De zware metalen analyses geven echter een zeer vergelijkbaar resultaat namelijk 40 tot 80%. Een aantal beperkingen van deze methoden zijn dat de zware metalen methode afhankelijk is van zowel de hoeveelheid zand in suspensie die sterk kan variëren (Wartel et al., 1998) als van de opwerveling van geologisch oudere sedimenten. De stabiele isotopen methode is afhankelijk van factoren als planktonbloei, de aanwezigheid van resten van schorre-vegetatie en eveneens van de opwerveling van bodemsedimenten. Beide methoden moeten dus steeds met enige omzichtigheid benaderd worden.

3.1.2.3..3 Slibtransporten

Uit de verschillende sedimenttransportmetingen die in het verleden werden uitgevoerd (Bath, Zandvliet, Liefkenshoek, Meestooft, Oosterweel) werden telkens slibtransporten berekend door integratie van het product van de lokale ogenblikkelijke slibconcentratie en stroomsnelheid.

Tabel 3-13 Slibtransport per getij

Locatie	datum	Aard van het getij	Slibtransport (ton/getij)	
			Eb	Vloed
Bath	23/04/1997		10369	11444
Zandvliet	27/09/90	doodtij	5255	5206
	04/10/90	springtij	13661	13418
Liefkenshoek	28/08/95	Springtij		
Meestooft	23/04/1997		16155	15030
Oosterweel	24/11/1970	Doodtij	17280	17280
	01/12/1970	springtij	41760	43380

Zowel uit de metingen te Zandvliet als deze ter hoogte van Oosterweel blijkt dat het transport tijdens springtij ongeveer een factor 3 groter is dan tijdens doottij. Op jaarbasis betekent dit dat door de getijwerking 10 tot 30 miljoen ton slib naar opwaarts getransporteerd wordt tijdens vloed en een vergelijkbare hoeveelheid naar afwaarts tijdens eb.

3.1.2.3..4 Slibafzettingen

3.1.2.3..4.1 In de toegangsgeulen

De toegangsgeulen tot de sluizen van de Antwerpse haven zijn kunstmatige uitsteken. De aanslibbing in deze uitsteken wordt veroorzaakt door dezelfde fysische processen, met name getijwerking, neervorming en densiteitsstromingen (IMDC, 1998b).

De oppervlakte van de toegangsgeul tot de Kallosluis bedraagt ongeveer 30 ha. De aanslibbing in de Kallosluis werd in het verleden nauwkeurig gevolgd, zie WLB (1983), Claessens en Marain (1988) en Sas en Claessens (1988). De dagelijkse slibafzetting in de toegangsgeul bedraagt ca. 4000 m³ wat neerkomt op een aanslibbingssnelheid van 1.4 cm per dag. Jaarlijks wordt er ongeveer 1.5 miljoen m³ slib afgezet in de toegangsgeul.

Tijdens de baggerwerken voor de bouw van de Berendrechtsluis werd een slibvang voor de ingang van de Berendrechtsluis uitgegraven tot op een peil van -21.5 m TAW. Tussen 23/03/ 1987 en 13/02/1989 werden regelmatig peilingen uitgevoerd. Uit de evolutie van het bodempeil in en naast de slibvang kon worden vastgesteld dat de gemiddelde aanslibbingssnelheid in de slibvang 4 tot 7 cm per dag bedroeg tegenover 1 tot 2 cm per dag in de rest van de toegangsgeul (IMDC, 1990). Indien men veronderstelt dat de gemiddelde sedimentatie in de toegangsgeul gelijk is aan de gemiddelde gemeten sedimentatie buiten de slibvang, dan kunnen de laatst genoemde cijfers herleid worden tot, gegeven de oppervlakte van de toegangsgeul van 35 ha, een sedimentatie van 3500 - 7000 m³ per dag over de hele toegangsgeul. Dit resulteert in een jaarlijkse slibafzetting in de toegangsgeul van de Zandvliet-Berendrechtsluis van 1.3 tot 2.6 miljoen m³. Bij een densiteit van het slib van 1.15 kg/l is de gemiddelde dagelijkse sedimentatie gelegen tussen 2.4 en 4.9 kg/m².

De berekende aanslibbing in de toegangsgeul van de Zandvliet- en Berendrechtsluis is gelegen tussen 1.3 en 2.1 miljoen m³ per jaar ofwel een gemiddelde sedimentatiesnelheid over de oppervlakte van de toegangsgeul van 1 cm/dag tijdens doottij tot 1.6 cm per dag tijdens springtij.

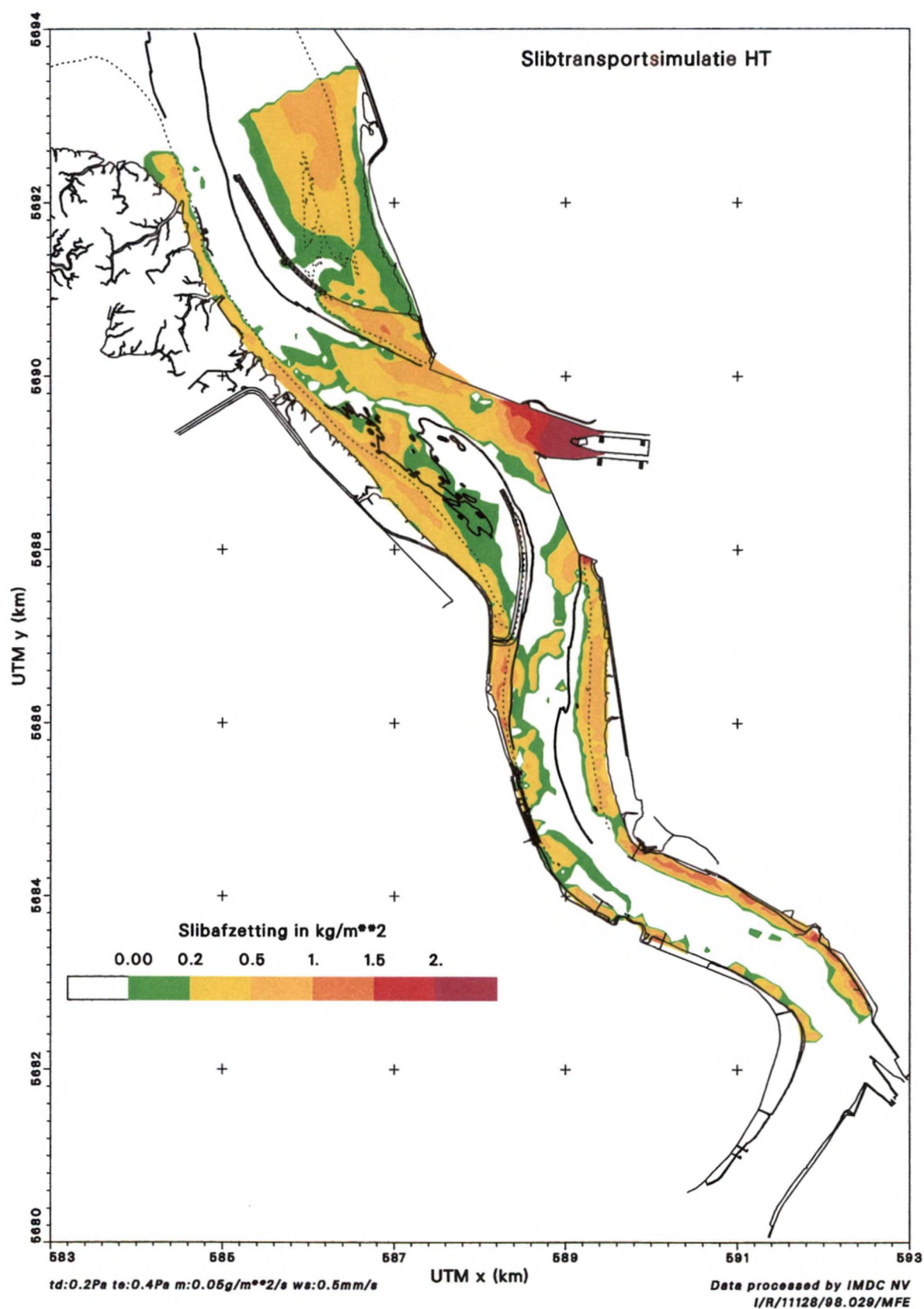
3.1.2.3..4.2 In de vaargeul

De gemiddelde aanslibbing op de rivierbodem, berekend op basis van de gegevens bekomen uit de bodemkartering (Francken et al., 2000) is veel lager en bedraagt 2 mm per jaar. Onderzoek in het kader van de bouw van de noordelijke containerkaai en het Deurganckdok, via mathematische modellering geeft de globale slibafzettingenpatronen weer in de vaargeul (IMDC, 1998b).

In Figuur 3-55 wordt de slibsedimentatie in het modelgebied voor de simulatie van de huidige toestand (HT, springtij) getoond. De figuur toont aan dat het slib voornamelijk sedimenteert op de

plaatsen waar de stroomsnelheid gering is, zoals in ondiepe plaatsen, de toegangsgeulen en het tijdok. Uit de simulaties kan het volgende afgeleid worden wat betreft de invloed van het getij en de saliniteitsgradiënt op de slibafzetting in de Schelde:

- In de vaargeul is de afzetting beperkt (minder dan 0.2 kg/m²), met uitzondering van de Drempel van Zandvliet, wat plausibel is gezien de grote waterdiepte aldaar ten behoeve van de noodelijke containerkaai.
- Tijdens een doottij verdubbelt de slibafzetting in de Schelde t.o.v. een springtij, terwijl de aanslibbing in de kunstmatige uitsteken afneemt met ongeveer 35% als gevolg van een geringere wateruitwisseling.
- Zonder saliniteitseffecten daalt de aanslibbing in de toegangsgeul met 40%. In het vaarwater en op de drempels wordt bijna geen slib meer afgezet (afnamen van 30% tot 95%), terwijl langsheen de oevers de verschillen klein zijn.
- De aanslibbing is gedurende een zomersituatie beduidend kleiner (30-50%) dan gedurende een wintersituatie.



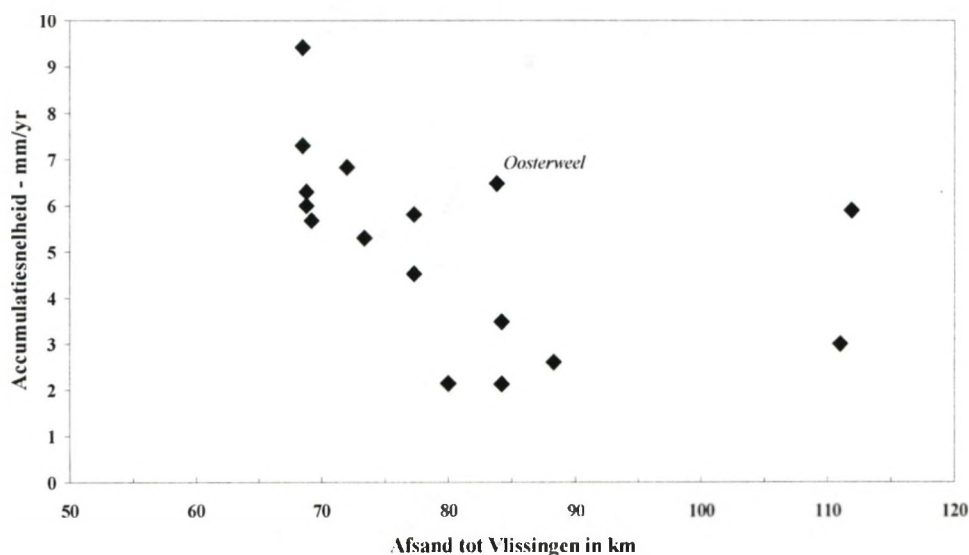
Figuur 3-55 : Slibafzetting in kg/m^2 per springtij, simulatie Huidige Toestand.

3.1.2.3.4.3 Op de slikken

Door Wartel (2000) werd de accumulatiesnelheid of de gemiddelde sedimentaangroei over een periode van 50 tot 100 jaar berekend op basis van het verloop in de diepte van de activiteit van het ^{210}Pb isotoop in het bodemsediment. Sedimenten van de schorren in de Westerschelde (Konijnenschor en Emanuelpolder, Zwolsman et al., 1993) en van de slikken tussen Tielrode en Zandvliet (Wartel et al., 1998) werden onderzocht.

De accumulatiesnelheid van het sediment varieert van 2.1 mm per jaar in de omgeving van Antwerpen tot 17 mm per jaar stroomafwaarts van de Belgisch-Nederlandse grens. De gemiddelde waarde bedraagt iets meer dan 6 mm per jaar. De metingen tonen aan dat er stroomopwaarts een daling van de accumulatiesnelheid waar te nemen is. (Figuur 3-56).

Opmerkelijk is wel dat er voor de gemeten periode (1989 – 1993) een systematische daling van de



Figuur 3-56 : Accumulatiesnelheid van het sediment op de slikken in functie van de afstand tot de monding (Vlissingen) (Wartel et al., 1998).

^{210}Pb activiteit waargenomen wordt en dit zowel voor het bodemslib als voor het gesuspendeerd slib. Aangezien er geen reden is om te veronderstellen dat de aanvoer van het ^{210}Pb isotoop uit de atmosfeer veranderd is kan de waargenomen daling alleen maar wijzen op een relatief grotere aanvoer van een sediment zonder, of alleszins met zeer lage, ^{210}Pb activiteit. Dit betekent dat het aandeel van lokaal opgewerveld ouder, ^{210}Pb arm, bodemslib belangrijker is dan het aandeel recent aangevoerd, ^{210}Pb rijk, slib. Dit kan verschillende oorzaken hebben waaronder een daling van de rechtstreekse slibaanvoer en de verwijdering van slib door baggeren (ondermeer uit de toegangsgeul tot de Kallosluis) de meest belangrijke zijn.

Door het Instituut voor Natuurbehoud werd de aanslibbing in het Groot Buitenschoor intensief opgevolgd sinds 1993. Gedurende deze periode werd in de omgeving de Noordelijke Containerkaai gebouwd. Uit de metingen blijkt dat er in het meest slibrijke gebied een aangroei van het slib is geweest over de beschouwde periode van circa 10cm, met een afnemende aangroei gedurende de laatste jaren.

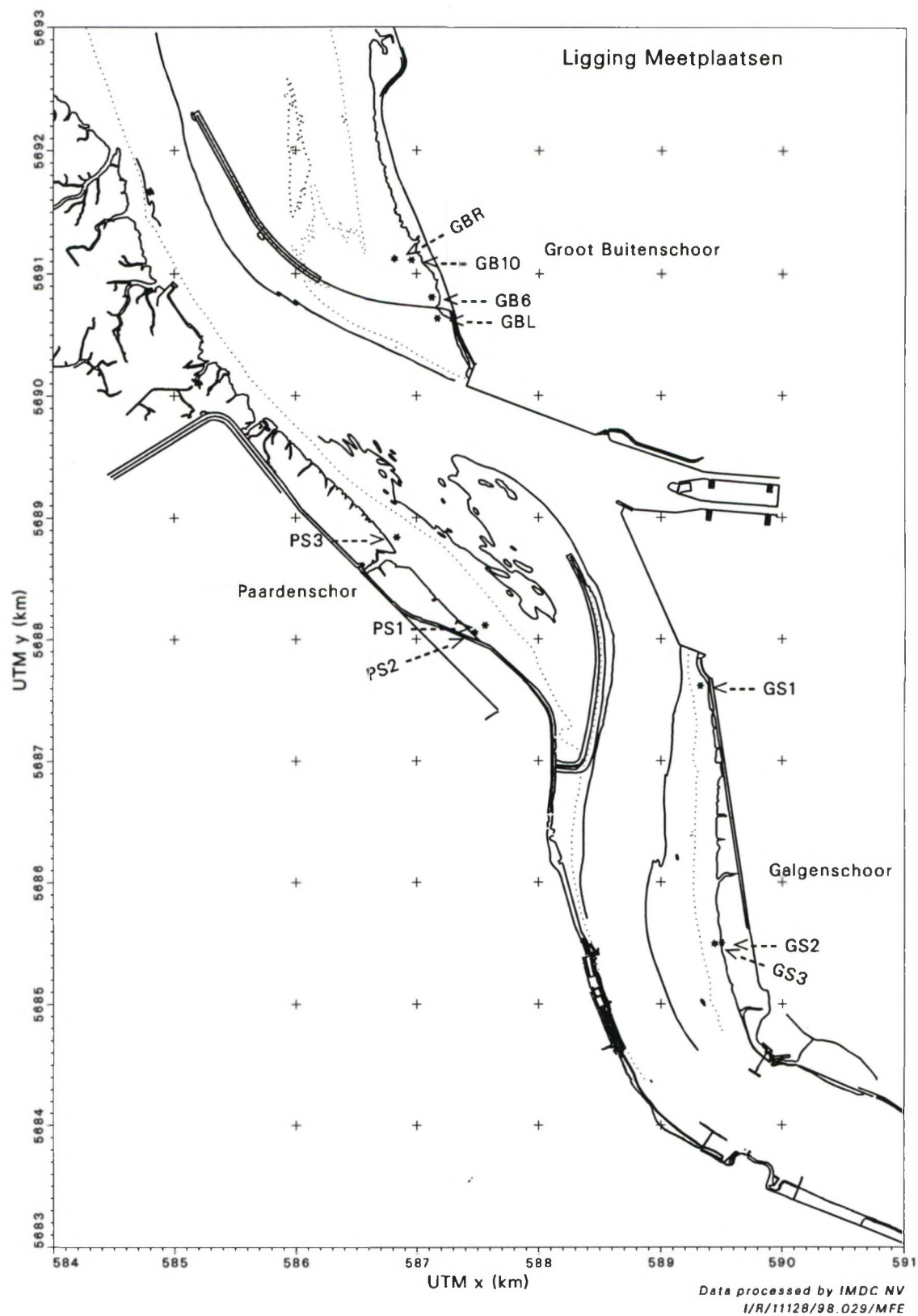
3.1.2.3..5 Karakterisatie slibrijke bodemsedimenten

In het kader van het onderzoek met betrekking tot het Deurganckdok werden erosiegevoeligheidsmetingen van sedimenten uitgevoerd in situ (slikken en schorren in de Beneden Zeeschelde) en in het laboratorium (met Scheldesedimenten). Het doel van de in situ metingen is om in de slibrijke intergetijde gebieden de erosieparameters (erosieschuifspanning en erosiesnelheid) te bepalen. Uit bodemonsters die ter plaatse genomen werden, werd de sedimentsamenstelling, de korrelgrootteverdeling, het gehalte aan pigmenten en de densiteit van het macrobenthos bepaald en werd getracht een correlatie te vinden met de erosiegevoeligheidswaarnemingen. De erosiegevoeligheid werd in het laboratorium bepaald door een sedimentbed onder gecontroleerde stromingsvoorwaarden aan een gradueel toenemende schuifspanning te onderwerpen. In het laboratorium is het mogelijk om de invloed van een wijziging in samenstelling van het sediment (effect van zandfractie, effect van densiteit, gelaagdheid, consolidatie) te onderzoeken.

De kennis van de erosiegevoeligheid laat toe om de erosieparameters voor het slib in het numeriek slibtransportmodel met grotere zekerheid te kunnen bepalen.

De in situ metingen hadden plaats op 08-10/04/1997 (wintercampagne, vanuit biologisch standpunt eerder een lentecampagne) en op 02-04/09/1997 (zomercampagne) tijdens laagwater op het Groot Buitenschoor (GB), het Galgenschoor (GS) en het Paardenschor (PS). In elk gebied werden metingen uitgevoerd in minimum drie locaties in de directe omgeving van de reeds bestaande meetpunten van het Instituut voor Natuurbehoud (IN). In elke locatie werden metingen uitgevoerd in een drietal sublocaties gelegen in een straal van ongeveer 10 m rond het IN meetpunt. In Figuur 3-57 is een kaart te vinden met de ligging van de meetlocaties.

De erosiegevoeligheid werd in situ opgemeten door HR Wallingford met het SedErode instrument. In de onmiddellijke omgeving hiervan werd een sedimentmonster van de bovenste 2 à 3 mm genomen. De sedimentanalyses (korrelgrootte, densiteit, klei- en slibgehalte) werden uitgevoerd aan het WLB. Op iedere sublocatie werden door het IN sedimentcores verzameld voor sediment-, pigment- en macrobenthosanalyse. De core voor sedimentanalyse werd opgedeeld in verschillende dieptes en de korrelgrootte, het klei-, slib- en organische koolstofgehalte bepaald door het IN. De pigmenten geven een indicatie van het gehalte aan microphytobenthos. Deze analyses werden uitgevoerd door de sectie Mariene Biologie (UG). De macrobenthosanalyses werden uitgevoerd door het IN door zeping op zeven van 1, 0.5 en 0.25 mm. De individuen werden vervolgens geteld en bepaald tot op soortniveau (uitgezonderd Oligochaeta, Nematoda en Copepoda). Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte meetinstrumenten, analysetechnieken alsook van de meetplaatsen wordt verwezen naar IMDC-IN, (1998c).



Figuur 3-57 : Kaart van Schelde met ligging van meetplaatsen voor in situ erosiemetingen.

De belangrijkste resultaten van de metingen en analyses worden weergegeven in Tabel 3-14 en Tabel 3-15 (lente-) en 2.7 (zomercampagne). Uit de metingen kan het volgende afgeleid worden:

- Alle meetplaatsen hebben een lage D_{50} en een hoog slibgehalte, de sedimenten kunnen geklasseerd worden als slibbodems. Sommige locaties hebben een hoog gehalte aan fijn zand.
- Tijdens de lentecampagne (april) werden hoge concentraties aan pigmenten (voorjaars algenbloei) gevonden op het Groot Buitenschoor en het Paardenschor. Het gehalte aan pigmenten op het Galgenschor was heel laag. Mogelijk is dit het gevolg van de geringe hoogteligging van de meetpunten en de lange overstromingstijd per getij. Tijdens de zomercampagne was het gehalte aan pigmenten overal heel laag.
- De macrobenthosdensiteit was beduidend hoger tijdens de zomercampagne (september) dan tijdens de wintercampagne. Ook nu viel het Galgenschor op door zijn lage benthosdensiteiten (zie hoogteligging).
- Tijdens de lentecampagne werden tot 65% hogere kritische erosieschuifspanningen gemeten dan tijdens zomercampagne en dit vooral op het Groot Buitenschoor en het Paardenschor. De kritische schuifspanning varieert tussen 0.26 en 0.43 Pa (wintercampagne) terwijl tijdens de zomercampagne waarden van 0.24 tot 0.29 Pa gemeten werden.

De data laten niet toe om een eenduidig verband af te leiden tussen het slibgehalte, de D_{50} , de densiteit of de biologische activiteit van de sedimenten en de kritische erosie schuifspanning. Al deze parameters hebben een invloed op de erosieweerstand van de bodem, wat een interpretatie van de resultaten moeilijk maakt. Op sommige plaatsen is echter een van boven vermelde parameters bijzonder uitgesproken aan- of afwezig is. Dit laat toe om het effect van enkele parameters afzonderlijk te begroten. Volgende conclusies kunnen worden geformuleerd:

- Een toename van het zandgehalte (of afname van het slibgehalte) heeft als gevolg dat de densiteit vergroot en de compactie van het sediment vergroot. Uit de resultaten 'zonder algenbloei' kan een verband tussen de densiteit en de schuifspanning waargenomen worden: bij een sediment met een lagere densiteit is de kritische erosieschuifspanning iets lager dan bij een sediment met een hogere densiteit. Met de gemeten densiteitsextrema van 1400 en 1800 kg/m³ komen zandgehaltenes van ongeveer 25% en 70% en kritische erosieschuifspanningen van 0.25 en 0.30 Pa overeen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat met toenemend zandgehalte de compactie van het sediment groter wordt. In het laboratorium (IMDC, 1998) werd daarentegen vastgesteld dat met toenemend zandgehalte (0-30%) de erosieschuifspanning afneemt (0.79-0.56 Pa), hier werd echter slib afkomstig van de toegangseul van de Kallosluis gebruikt en werd het slib gehomogeniseerd.
- De biologische invloed op de erosiesterke van het sediment is duidelijk zichtbaar bij de in de lente optredende algenbloei, zoals vastgesteld op het Groot Buitenschoor en het Paardenschor tijdens de wintercampagne (april). De algenbloei is gecorreleerd met het gehalte aan Chl a en Fucoxantine. Bij een vertienvoudiging van het gehalte aan pigmenten neemt de kritische erosieschuifspanning toe met ongeveer 0.1 Pa. Met de extreme pigmentgehaltenes (Chl a: 4-70 ppm) corresponderen kritische erosieschuifspanningen van 0.27-0.43 Pa.
- Bij het macrobenthos is het verband tussen erosieweerstand en biologische activiteit minder duidelijk. De macrobenthosdata zonder algenbloei (vooral zomercampagne) laten niettemin toe om een invloed op de erosieweerstand van het sediment vast te stellen. Bij een lage benthosdensiteit is de kritische erosieschuifspanning laag, met toenemende benthosdensiteit stijgt de kritische erosieschuifspanning tot vanaf een zekere benthosdensiteit de verstoring van het sediment zodanig is dat de erosieweerstand terug gaat afnemen.

Tabel 3-14: Erosiegevoeligheidsmetingen. Resultaten van de lentecampagne 8-10 April 1997.
(GB?=Groot Buitenschoor, GS?=Galgenschoor, PS?=Paardenschor,).

	TAW (m)	Dicht. (kg/m ³)	D ₅₀ (μm)	Slib (%)	Organ. (%)	τ _{ce} (Pa)	Pigmenten		Macrophytobenthos		
							Fucox. (μg/g)	CHL a (μg/g)	> 1 mm (#/m ²)	> 0.5 mm (#/m ²)	> 0.25 mm (#/m ²)
GBR	4.03	1315	27	74	12	0.43	26	71	5500	51500	230000
GB10	4.67	1256	43	61	9	0.42	24	66	550	27000	140000
GB6	4.73	1332	27	72	12	0.26	31	85	400	32500	170000
GBL	4.19	1493	68	48	5	0.33	9	25	2900	71000	200000
GS1	1.08	1563	43	63	7	0.27	1	4	0	500	600
GS2	2.62	1811	118	29	3	0.30	1	2	5400	46500	7000
GS3	1.04	1546	31	72	10	0.30	2	6	550	4000	7000
PS1	2.42	1507	52	58	6	0.35	9	22	10500	77500	475000
PS2	3.73	1306	30	76	8	0.30	19	44	1900	21500	320000
PS3	3.32	1612	61	52	3	0.32	6	14	5300	27000	93000

Tabel 3-15: Erosiegevoeligheidsmetingen. Resultaten van de zomercampagne 2-4 September
(GB?=Groot Buitenschoor, GS?=Galgenschoor, PS?=Paardenschor,).

	TAW (m)	Dicht. (kg/m ³)	D ₅₀ (μm)	Slib (%)	Organ. (%)	τ _{ce} (Pa)	Pigmenten		Macrophytobenthos		
							Fucox. (μg/g)	CHL a (μg/g)	> 1 mm (#/m ²)	> 0.5 mm (#/m ²)	> 0.25 mm (#/m ²)
GBR	4.03	1477	33	73	7	0.25	1.9	5.0	15000	450000	2375000
GB10	4.67	1589	36	71	5	0.29	1.6	4.2	12000	180000	1020000
GB6	4.73	1559	37	70	7	0.27	2.4	6.9	8500	300000	1570000
GBL	4.19	1783	124	27	3	0.29	1.8	5.8	23500	180000	1610000
GS1	1.08	1445	41	63	5	0.24	0.7	2.2	1200	10000	230000
GS2	2.62	1402	36	72	7	0.29	1.3	3.5	14000	350000	760000
GS3	1.04	1432	45	62	7	0.25	1.1	3.5	84	10000	170000
PS1	2.42	1464	27	77	7	0.25	1.5	3.8	34500	170000	1100000
PS2	3.73	1566	35	71	6	0.26	1.3	3.5	20750	115000	940000
PS3	3.32	1531	36	71	5	0.26	2.4	4.3	36500	160000	500000

3.2. Chemische karakterisatie

3.2.1. Waterbodem

3.2.1.1. *Baggerplaatsen*

Sinds 1989 bemonstert de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen-afdeling Maritieme Zeeschelde, jaarlijks een aantal vaste punten in de Beneden-Zeeschelde en de Westerschelde, thv de baggerplaatsen (zie bijlage D3). De metingen in de Westerschelde situeren zich op Nederlands grondgebied (VMM, 1999a).

Het aantal bemonsterde punten in de Beneden-Zeeschelde neemt toe met de jaren ('89: 14, '90: 14, '91: 16, '92: 16, '93: 17, '94: 17, '95: 21, '96: 21, '97: 21, '98: 26, '99: 26 en '00: 26). Dit is te wijten aan het feit dat het meetnet werd uitgebreid met meetpunten in de haven van Antwerpen (vanaf 1995) en ter hoogte van de Rupelmonding (vanaf 1998). De meetpunten in de haven van Antwerpen zijn echter niet representatief voor de Beneden-Zeeschelde, gezien het systeem van de havendokken via sluisdeuren is afgesloten van de Beneden-Zeeschelde.

Op elk meetpunt wordt een set van organische en anorganische parameters geanalyseerd:

- lutum (fractie < 2µm), organisch materiaal;
- zware metalen: cadmium, kwik, koper, nikkel, lood, zink, chroom en arseen;
- poly-aromatische koolwaterstoffen: naftaleen, fluoreen, fluorantheen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)anthraceen, benzo(g,h,i)pyreen, benzo(a)pyreen, fenantreen, indeno(123,cd)pyreen, pyreen, dibenzo(a,h)anthraceen en anthraceen;
- polychloorbifenylen: PCB 28, PCB 31, PCB 49, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 en PCB 180;
- minerale olie;
- extraheerbare organische chloorverbindingen (EOX), een aantal gechloreerde pesticiden die inbegrepen zijn in de EOX worden tevens individueel gemeten.

In Tabel 3-16 en Tabel 3-17 zijn de gemeten parameterconcentraties, gemiddeld over de verschillende locaties in de Beneden-Zeeschelde (zie bijlage), weergegeven voor de periode 1989–2000. Deze gemiddelde waarden werden omgerekend naar een standaardwaterbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum, uitgaande van gemiddelde waarden per jaar voor beide parameters. Naast de gemiddelde concentratie werd tevens de standaarddeviatie vermeld.

Tabel 3-16: gemiddelde concentraties van parameters geanalyseerd in de Beneden-Zeeschelde: 1989-1994

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)					
	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Cadmium	3,65 ± 4,13	5,42 ± 6,80	4,13 ± 3,56	2,23 ± 1,48	2,52 ± 2,21	2,68 ± 1,92
Chroom	117,04 ± 82,52	96,61 ± 94,56	44,79 ± 35,05	59,03 ± 47,87	53,05 ± 42,72	64,81 ± 52,15
Koper	66,86 ± 67,49	47,86 ± 57,52	61,83 ± 57,68	64,42 ± 61,01	56,94 ± 52,75	63,96 ± 62,80
Kwik	3,74 ± 6,40	0,51 ± 0,64	0,49 ± 0,45	0,64 ± 0,69	0,37 ± 0,40	0,26 ± 0,25
Nikkel	64,90 ± 49,80	25,23 ± 27,62	17,99 ± 14,18	22,59 ± 18,15	18,85 ± 13,38	16,61 ± 13,42
Lood	57,92 ± 52,66	43,66 ± 49,91	71,40 ± 58,14	65,23 ± 51,76	55,96 ± 49,89	72,89 ± 65,97
Zink	441,47 ± 437,19	316,14 ± 255,31	323,19 ± 256,37	306,82 ± 251,74	343,79 ± 275	343,44 ± 285,56
Arseen	22,60 ± 24,11	13,31 ± 10,99	5,86 ± 3,18	11,55 ± 7,88	20,69 ± 13,70	14,50 ± 8,12
Fenantreen	-	-	0,43 ± 0,44	0,28 ± 0,23	0,27 ± 0,22	0,40 ± 0,39
Benz(a)antraceen	-	-	0,45 ± 0,42	0,25 ± 0,26	0,20 ± 0,17	0,26 ± 0,25
Chryseen	-	-	0,43 ± 0,39	0,26 ± 0,22	0,20 ± 0,17	0,26 ± 0,24
Benzo(b)fluorantheen	0,60 ± 0,56	0,81 ± 1,09	0,60 ± 0,55	0,48 ± 0,41	0,37 ± 0,32	0,43 ± 0,41
Benzo(k)fluorantheen	0,27 ± 0,28	0,20 ± 0,25	0,25 ± 0,23	0,21 ± 0,18	0,17 ± 0,14	0,20 ± 0,19
Benzo(a)pyreen	0,52 ± 0,54	0,34 ± 0,44	0,40 ± 0,36	0,35 ± 0,30	0,30 ± 0,26	0,33 ± 0,30
Benzo(ghi)peryleen	0,36 ± 0,36	0,59 ± 0,89	0,41 ± 0,37	0,18 ± 0,15	0,24 ± 0,21	0,40 ± 0,42
Naftaleen	-	-	0,09 ± 0,1	0,05 ± 0,06	-	-
Fluorantheen	0,99 ± 1,03	0,74 ± 0,81	1,26 ± 1,29	0,99 ± 0,86	0,59 ± 0,51	3,40 ± 3,18
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,37 ± 0,38	0,53 ± 0,70	0,39 ± 0,37	0,34 ± 0,33	0,22 ± 0,19	0,41 ± 0,39
ΣPAK	3,00 ± 3,00	3,24 ± 4,39	4,71 ± 4,50	3,39 ± 2,95	2,56 ± 2,19	3,40 ± 3,18
ΣPCB	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,04	0,05 ± 0,05	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,03
EOX	0,73 ± 1,00	1,72 ± 2,04	1,39 ± 1,42	1,48 ± 1,63	1,13 ± 1,19	1,41 ± 1,76
Minerale olie	713,43 ± 623,39	658,09 ± 772,76	666,82 ± 715,09	594,8 ± 566,85	355,20 ± 368,64	640,59 ± 974,24

Tabel 3-17: gemiddelde concentraties van parameters geanalyseerd in de Beneden-Zeeschelde: 1995-2000

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)					
	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Cadmium	2,583 ± 2,62	2,85 ± 2,98	6,92 ± 4,71	3,86 ± 5,14	3,26 ± 1,9	2,55 ± 1,83
Chroom	69,16 ± 58,85	107,23 ± 77,70	84,94 ± 48,63	79,79 ± 60,72	86,57 ± 47,75	57,43 ± 31,22
Koper	54,87 ± 54,04	50,8 ± 59,49	64,19 ± 47,3	25,81 ± 29,86	65,66 ± 61,18	62,67 ± 53,8
Kwik	0,74 ± 1,47	0,45 ± 0,47	0,63 ± 0,52	0,41 ± 0,39	0,48 ± 0,4	0,38 ± 0,29
Nikkel	14,02 ± 10,92	20,41 ± 17,79	17,56 ± 10,74	19,94 ± 13,22	17,93 ± 10,78	18,1 ± 12,03
Lood	63,84 ± 50,20	64,94 ± 58,87	62,99 ± 43,59	58,83 ± 44,37	54,03 ± 32,39	60,80 ± 39,14
Zink	316,98 ± 267,14	261,06 ± 224,85	368,88 ± 265,65	289,66 ± 206,36	335,65 ± 181,27	256,21 ± 142,28
Arseen	20,06 ± 12,72	22,86 ± 15,48	28,61 ± 16,78	18,13 ± 10,54	39,25 ± 18,84	17,24 ± 18,84
Fenantreen	0,19 ± 0,16	0,22 ± 0,24	0,15 ± 0,46	0,121 ± 0,154	206,2 ± 240,08	0,18 ± 0,093
Benz(a)antraceen	0,14 ± 0,13	0,13 ± 0,13	0,3 ± 0,29	0,402 ± 0,387	96,62 ± 71,55	0,11 ± 0,052
Chryseen	0,15 ± 0,13	0,10 ± 0,11	0,20 ± 0,19	0,209 ± 0,182	269,52 ± 304,31	0,22 ± 0,09
Benzo(b)fluorantheen	0,26 ± 0,23	0,25 ± 0,27	0,012 ± 0,11	0,16 ± 0,15	333,73 ± 361,99	0,29 ± 0,14
Benzo(k)fluorantheen	0,11 ± 0,10	0,10 ± 0,11	0,13 ± 0,13	0,17 ± 0,16	155,32 ± 165,08	0,14 ± 0,06
Benzo(a)pyreen	0,18 ± 0,16	0,20 ± 0,22	0,27 ± 0,26	0,27 ± 0,27	261,05 ± 287,53	0,25 ± 0,104
Benzo(ghi)peryleen	0,21 ± 0,18	0,15 ± 0,18	0,11 ± 0,10	0,13 ± 0,12	288,37 ± 337,68	0,26 ± 0,12
Naftaleen	0,003 ± 0,01	0	0,17 ± 0,15	0,23 ± 0,2	80,85 ± 111,69	0,055 ± 0,039
Fluorantheen	0,3 ± 0,25	1,78 ± 1,55	0,26 ± 0,35	0,33 ± 0,36	209,33 ± 216,61	0,37 ± 0,16
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,23 ± 0,21	0,22 ± 0,24	0,17 ± 0,16	0,24 ± 0,24	366,29 ± 409,09	0,32 ± 0,13
ΣPAK	1,78 ± 1,55	1,72 ± 1,85	1,87 ± 1,61	2,26 ± 2,05	2,01 ± 0,97	2,2 ± 0,89
ΣPCB	0,03 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,026 ± 0,028	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,02
EOX	1,93 ± 1,59	1,18 ± 1,54	1,85 ± 1,89	2,06 ± 4,67	1,23 ± 0,43	1,72 ± 0,84
Minerale olie	408,28 ± 442,99	328,44 ± 357,25	439,72 ± 467,79	460,83 ± 477,29	316,54 ± 155,95	348,7 ± 191,54

Uit tabellen 3-16 en 3-17 blijkt dat binnen de geanalyseerde parameters minerale olie het sterkst vertegenwoordigd is in de baggerspecie. De concentraties van de overige organische parameters liggen minstens 2 grootte-orde lager. De zware metalen zink, lood en chroom maken het grootste aandeel uit van de anorganische componenten. In het algemeen kan gesteld worden dat de concentraties van de gemeten componenten weinig significante schommelingen vertonen in de periode 1989 - 2000, hoewel globaal gezien enige verbetering in de kwaliteit merkbaar is.

3.2.1.2. Losplaatsen

Bij het terugstorten van de onderhoudsbaggerspecie in de Beneden-Zeeschelde wordt door de beheerder onderscheid gemaakt in het gebruik van de losplaatsen al naargelang de fysische aard van de gebaggerde specie. Daar waar de zandachtige specie wordt teruggestort in de meer afwaarts gelegen stortzone 'Schaar Ouden Doel', wordt de slibhoudende specie teruggestort in de meer opwaarts gelegen stortlocaties ('Plaat van Boomke' en 'Punt van Melsele'). Deze strategie wordt al verscheidene jaren consistent gehandhaafd en stemt overeen met de natuurlijke tendens inzake chemische samenstelling van de waterbodem tussen het opwaartse en het afwaartse riviergedeelte.

In november 2000 werd t.b.v. de lopende Vlarem-milieuvergunningsaanvraag eveneens de kwaliteit van de waterbodem in de loszones in de Beneden-Zeeschelde geanalyseerd door de VMM (VMM, 2000) (in bijlage D4). Thv de losplaats 'Plaat van Boomke' werden hiertoe 3 zones onderscheiden, zijnde 'Oosterweel', 'Plaat van Boomke opwaarts' en 'Plaat van Boomke afwaarts'. Ook de losplaats 'Schaar Ouden Doel' werd hiertoe in 2 zones opgedeeld, zijnde 'Schaar Ouden Doel opwaarts' en 'Schaar Ouden Doel afwaarts'. In Tabel 3-18 worden de concentraties van de verschillende parameters weergegeven, omgerekend naar een standaardwaterbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum.

Tabel 3-18: overzicht gemeten concentraties (mg/kg) thv losplaatsen (VMM, 2000)

parameter	Plaat van Boomke opwaarts	Oosterweel	Punt van Melsele	Plaat van Boomke afwaarts	Schaar Ouden Doel opwaarts	Schaar Ouden Doel afwaarts
arseen	12	24	10	16	10	11
cadmium	1	4	1	3	1	1
chroom	27	57	27	61	31	34
koper	20	62	6	52	17	17
kwik	0	1	0	1	0	0
lood	40	295	16	67	25	27
nikkel	7	19	7	19	11	11
zink	88	320	67	209	97	103
som 10 PAK's	0,32	8,06	0,37	2,79	1,31	2,78
som 7 PCB's	0,0001	0,05	0,0001	0,04	0,015	0,015
minerale olie	63	507	83	447	250	275
EOX	1	1	1	1	2	1

Uit Tabel 3-18 blijkt dat de hoogste concentraties aan verontreinigende stoffen gemeten werden thv Oosterweel en afwaarts de Plaat van Boomke. De laagste concentraties aan verontreinigende stoffen werden gemeten thv de Punt van Melsele. Dit is in overeenstemming met de gehalten aan lutum en organische stof, waar de (an)organische stoffen zich aan binden. Minerale olie maakt de grootste fractie uit van de geanalyseerde parameters in de waterbodem, ter hoogte van de losplaatsen. Inzake zware metalen zijn zink, lood en chroom het sterkst vertegenwoordigd. Deze conclusies stemmen overeen met de besluiten uit tabellen 1 en 2, inzake samenstelling van de gebaggerde specie.

De betrokken parameters werden thv de losplaatsen tevens geanalyseerd door het laboratorium Devlieger (in bijlage), in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Maritieme Zeeschelde (Devlieger, 2000). De gemeten concentraties lagen meestal in dezelfde grootte-orde als deze, gemeten door de VMM. Ter hoogte van de 'Schaar van Ouden Doel opwaarts', de 'Plaat van Boomke afwaarts' en 'Oosterweel' werden door dit laboratorium hogere waarden gemeten voor een aantal PAK's. Verder werden ter hoogte van de 'Plaat van Boomke afwaarts' en 'Oosterweel' lagere kleigehalten gemeten tov de resultaten van VMM, terwijl thv 'Oosterweel' een hogere zinkconcentratie gemeten werd tov de VMM gegevens. De meetresultaten van de VMM werden weerhouden om een vergelijkbare basis tov de baggerplaatsen te hebben.

3.2.2. Waterkolom

Stroomafwaarts de stuwen van Gent tot de monding in Vlissingen vormt de Schelde een estuarium, waarin het getij vanuit de Noordzee een significante invloed uitoefent op de interactie tussen rivier- en zeewater. Hierna worden de fysico-chemische en de biologische waterkwaliteit van dit estuarium toegelicht (zie bijlage D2).

3.2.2.1. Fysico-chemie

Jaarlijks worden door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) metingen uitgevoerd ter bepaling van de kwaliteit van de waterlopen in het Vlaamse Gewest (VMM, 1999b). Ter karakterisatie van de kwaliteit van de Beneden-Zeeschelde werden 7 meetpunten beschouwd:

- 1600: aan het loodswezen, midden in de waterloop;
- 1590: in de vaargeul van de Schelde, ca. 200 m stroomopwaarts de centrale van Kallo;
- 1580: in de vaargeul ter hoogte van de Boudewijnsluis;
- 1570: Lillo, de vaargeul thv de Liefkenshoektunnel;
- 1560: in de vaargeul, ca. 200 m stroomopwaarts de centrale van Doel;
- 1540: Zandvliet, thv de Berendrechtlsuis;
- 1541: thv Zandvliet, grens Doel, de vaargeul midden Schelde.

Een overzichtskaartje van deze meetpunten is in bijlage gevoegd.

Door de wet van 24.05.1983 betreffende de algemene normen die de kwaliteitsobjectieven bepalen van oppervlaktewater bestemd voor welbepaalde doeleinden (BS 15.06.1983) wordt er een onderscheid gemaakt tussen oppervlaktewaters bestemd als viswater, zwemwater of drinkwater. Zo dient de Schelde ter hoogte van deze meetpunten aan de basiskwaliteitsdoelstellingen te voldoen.

In Tabel 3-19 en Tabel 3-20 worden de gemiddelde meetresultaten van de fysico-chemische waterkwaliteit weergegeven voor 1997, 1998 en 1999 op de hoger vermelde meetpunten. De bijhorende basiskwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater zijn eveneens in de tabellen opgenomen. Sinds 1996 worden door VMM buiten de algemene parameters eveneens stelselmatig de zware metalen bepaald in de waterlopen.

Tabel 3-19: gemiddelde kwaliteit van het oppervlaktewater de Schelde thv de meetpunten 1600, 1590, 1580, en 1570 (VMM, 1999b)

PARAMETER	BASISKWALITEIT DOELSTELLINGE N (VLAREM II)	MEETPUNT 1600			MEETPUNT 1590			MEETPUNT 1580			MEETPUNT 1570		
		'97	'98	'99	'97	'98	'99	'97	'98	'99	'97	'98	'99
Temp (°C)	$A \leq 28$	13,5	12,9	14,9	13,5	13,2	14,5	13,6	-	-	13,7	13,3	14,6
pH	$6,5 \leq A \leq 8,5$	7,5	7,4	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	-	-	7,5	7,5	7,5
O ₂ (mg/l)	$A \geq 5$	2,3	4,2	3,8	3,6	4,8	4,4	3,9	-	-	4,8	5,8	5,3
CZV (mg/l)	$A < 30$	45,1	32,6	40,1	56,7	44,1	41,5	61,8	-	-	70,4	64,2	49,4
BZV (mg/l)	$A < 6$	7,6	-	3,7	6,4	-	3,5	6,7	-	-	4,9	-	3,4
NH ₄ (mg N/l)	$A < 5$	3,3	2,2	2,1	2,1	1,6	1,4	1,3	-	-	1,0	1,0	1,0
Kjeldahl-N (mg N/l)	$A < 6$	4,9	-	3,3	3,2	-	2,5	2,8	-	-	2,4	-	2,0
NO ₃ (mg N/l)	-	3,3	4,4	3,9	3,9	5,0	4,4	4,1	-	-	4,3	5,5	4,6
NO ₂ (mg N/l)	-	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	-	-	0,2	0,2	0,2
NO ₃ +NO ₂ (mg N/l)	$A \leq 10$	3,5	4,6	4,1	4,1	5,2	4,6	4,3	-	-	4,5	5,7	4,8
totaal P (mg P/l)	$A < 1$	0,89	0,54	0,55	1,05	0,53	0,62	0,88	-	-	1,01	0,70	0,51
o-PO ₄ (mg P/l)	$A < 0,30$	0,29	0,21	0,22	0,36	0,18	0,18	0,34	-	-	0,29	0,18	0,17
geleidbaarheid (µS/cm)	$A < 1000$	2863	1509	2022	8310	4514	5490	10878	-	-	12712	7795	8313
SO ₄ (mg/l)	$A < 250$	164	118	141	422	238	365	498	-	-	582	393	481

PARAMETER	BASISKWALITEIT - DOELSTELLINGE N (VLAREM II)	MEETPUNT 1600			MEETPUNT 1590			MEETPUNT 1580			MEETPUNT 1570		
		'97	'98	'99	'97	'98	'99	'97	'98	'99	'97	'98	'99
Chloride (mg/l)	A < 200	646	294	452	2483	1257	1646	3199	-	-	3673	2216	2437
Zwevende stof (mg/l)	A < 50	30,5	-	37,6	28,6	-	39,3	29,6	-	-	30,9	-	27,8
Cd (µg/l)	A < 1	1,0 ^(*)	-	0,3	1,0 ^(*)	-	0,3	1,0 ^(*)	-	-	1,0 ^(*)	-	0,2
Cr (µg/l)	A ≤ 50	10 ^(*)	-	-	10 ^(*)	-	-	10 ^(*)	-	-	10 ^(*)	-	-
Cu (µg/l)	A ≤ 50	10,2	-	6,0	10 ^(*)	-	6,6	10 ^(*)	-	-	11,2	-	6,5
Pb (µg/l)	A ≤ 50	11,3	-	-	10 ^(*)	-	-	10 ^(*)	-	-	11,0	-	-
Ni (µg/l)	A ≤ 50	13,7	-	-	13	-	-	14	-	-	14	-	-
Zn (µg/l)	A ≤ 200	61,0	-	48,6	69,0	-	54,6	62,0	-	-	65,2	-	38,7

A: absolute waarde
 : overschrijding van de basiskwaliteitsdoelstelling
 (*): detectielimiet

Tabel 3-20: gemiddelde kwaliteit van het oppervlaktewater de Schelde thv de meetpunten 1541, 1540 en 1560. (VMM, 1999b)

PARAMETER	BASISKWALITEIT- DOELSTELLINGEN (VLAREM II)	MEETPUNT 1541			MEETPUNT 1540			MEETPUNT 1560		
		'97	'98	'99	'97	'98	'99	'97	'98	'99
Temp (°C)	$A \leq 28$	14,1	13,8	14,8	13,8	13,5	15,8	13,6	13,4	-
pH	$6,5 \leq A \leq 8,5$	7,5	7,6	7,5	7,7	7,6	7,5	7,5	7,5	-
O ₂ (mg/l)	$A \geq 5$	5,6	6,8	6,0	6,8	7,4	5,9	5,0	6,2	-
CZV (mg/l)	$A < 30$	78,7	67,0	42,3	84,5	68,8	60,5	74,1	57,6	-
BZV (mg/l)	$A < 6$	4,5	5,8	4,5	6,1	4,5	3,9	5,2	-	-
NH ₄ (mg/l)	$A < 5$	0,8	0,7	0,6	0,8	0,7	0,8	1,0	1,0	-
Kjeldahl-N (mgN/l)	$A < 6$	1,9	1,6	1,7	1,7	1,6	1,8	2,1	-	-
NO ₃ (mg/l)	-	4,2	5,4	4,7	4,2	5,3	4,3	3,9	5,6	-
NO ₂ (mg/l)	-	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	-
NO ₃ +NO ₂ (mg/l)	$A \leq 10$	4,4	5,6	4,8	4,3	5,4	4,4	4,1	5,8	-
totaal P (mg/l)	$A < 1$	0,88	0,57	0,48	1,07	0,54	0,61	1,03	0,52	-
o-PO ₄ (mg/l)	$A < 0,30$	0,33	0,17	0,15	0,27	0,18	0,14	0,33	0,18	-
geleidbaarheid (µS/cm)	$A < 1000$	1674 6	1128 7	11008	18769	1239 4	1202 0	13904	8525	-
SO ₄ (mg/l)	$A < 250$	735	526	542	829	585	679	630	418	-
Chloride (mg/l)	$A < 200$	5178	3390	4459	5990	4009	3350	4219	2443	-
Zwevende stof (mg/l)	$A < 50$	38,5	66,7	39,8	63,6	55,2	49,9	38,2	-	-
Cd (µg/l)	$A < 1$	1,0 (*)	0,4	0,5	1,0 (*)	0,4	0,4	1,0 (*)	-	-
Cr (µg/l)	$A \leq 50$	10 (*)	2	4	10 (*)	3	2	10,3	-	-
Cu (µg/l)	$A \leq 50$	11	13	8	12	13	8	11,4	-	-
Pb (µg/l)	$A \leq 50$	10 (*)	10 (*)	36	12	8	9	11,2	-	-
Ni (µg/l)	$A \leq 50$	15	9	7	14	11	8	15	-	-
Zn (µg/l)	$A \leq 200$	39	79	59	91	79	52	70,5	-	-

A: absolute waarde
 (*) overschrijding van de basiskwaliteitsdoelstelling
 detectielimiet

Uit Tabel 3-19 en Tabel 3-20 blijkt dat voor verschillende parameters de basiskwaliteitsdoelstellingen overschreden worden. De verhoogde waarden inzake geleidbaarheid, chloride- en sulfaatgehalte thv alle meetpunten zijn te wijten aan het brakwater karakter van de Beneden-Zeeschelde. Verder is in de meetpunten 1600, 1590, 1580 en 1570 een slechte zuurstofhuishouding merkbaar. Ter hoogte van de meetpunten 1560, 1541 en 1540 overschrijdt de CZV nog de basiskwaliteitsdoelstelling, doch de waarde vertoont een gunstige evolutie. Dit is tevens het geval voor de BZV die de laatste jaren aan de doelstellingen voldoet. Uit Tabel 3-19 en Tabel 3-20 kan geconcludeerd worden dat globaal gezien een verbetering van de waterkwaliteit merkbaar is.

De fysico-chemische kwaliteit van de waterkolom kan tevens beoordeeld worden op basis van de Prati-index. Hierbij wordt dmv een transformatieformule een gemeten waarde omgerekend naar een vergelijkbare kwaliteitsindex, waaraan een cijfer tussen 0,1 en > 16 toegekend wordt. De bekomen cijfers worden dan in klassen van 1 tot 6 ingedeeld die de kwaliteit van het water beoordelen van niet verontreinigd (klasse 1) tot zeer zwaar verontreinigd (klasse 6). De VMM gebruikt de Prati-index voor opgeloste zuurstof, welke in Tabel 3-21 is weergegeven voor de in beschouwing genomen meetpunten voor de periode '92 – '99.

Tabel 3-21: Prati-index voor opgeloste zuurstof op de VMM- meetpunten (VMM, 1999b)

Jaartal/ Meetpunt	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	gemiddelde
1600	8,4	6,6	8,4	8,9	7,1	8,0	5,7	6,5	7,5
1590	-	-	-	7,1	5,5	6,3	4,9	5,5	5,9
1580	7,6	5,7	6,6	6,3	4,6	5,8	-	-	6,1
1570	-	-	-	5,5	4,4	5,1	4,0	4,6	4,7
1560	-	-	-	4,7	4,1	4,8	3,7	-	4,3
1541	-	4,0	4,7	-	4,0	4,1	3,1	3,9	3,9
1540	4,6	4,2	4,4	4,0	3,3	3,2	2,7	3,9	3,8

Uit Tabel 3-21 blijkt dat de waterkwaliteit thv de meer stroomopwaarts gelegen meetpunten (1600, 1590, 1580, 1570, 1560) als verontreinigd beschouwd dient te worden (>4-8). Thv de meer stroomafwaarts gelegen punten (1540, 1541) kan de waterkwaliteit als matig verontreinigd beschouwd worden (>2-4). Bijgevolg kan geconcludeerd worden dat de zuurstofhuishouding van de Schelde geleidelijk verbetert over de jaren heen en in de richting van de monding.

3.2.2.2. Biologie

In de jaarverslagen inzake oppervlaktewaterkwaliteit van de VMM (VMM, 1999b) wordt eveneens de biologische kwaliteit bepaald. Het biologisch onderzoek evalueert de waterloop als biotoop, eerder dan enkel de kwaliteit van de waterkolom. Voor het bepalen van de biologische waterkwaliteit wordt gebruik gemaakt van de methode van de Belgisch Biotische Index (BBI). Hierbij wordt een waardecijfer van 10 (zeer goede kwaliteit) tot 0 (zeer slechte kwaliteit) toegekend, op basis van gevoeligheid, abundantie en diversiteit van zoetwaterorganismen.

Het Besluit van de Vlaamse Executieve van 21.10.1987 (BS 06.01.1988) legt vast dat uiterlijk op 1 juli 1995 alle oppervlaktewateren in het Vlaamse Gewest aan de basiskwaliteitsnorm moesten voldoen. Het Besluit bepaalt dat de BBI groter moet zijn dan 6. In Tabel 3-22 worden de waarden van de BBI voor meetpunt 1600 voorgesteld. Voor de andere meetpunten op de Schelde werd geen BBI bepaald, omwille van het uitgesproken brakwater karakter thv die meetpunten.

Tabel 3-22: Belgische Biotische Index op meetpunt 1600 (VMM, 1999b)

Jaartal/ Meetpunt	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1600	-	2	-	2	2	4	2	2

Deze waarden voor de Belgische Biotische Index duiden op een slechte, tot zelfs zeer slechte waterkwaliteit van de Schelde. Er valt echter op te merken dat het enige meetpunt (1600) gelegen is in het meest opwaartse, zijnde het meeste verontreinigde, deel van de Beneden-Zeeschelde.

Algemeen kan, aan de hand van al de bovenvermelde gegevens (fysico-chemisch en biologisch) uit het meetnet van VMM, worden besloten dat het oppervlaktewater van de Schelde nog niet volledig aan de basiskwaliteitsdoelstellingen voldoet. Vooral in de meer stroomopwaartse zone is de zuurstofvraag nog te hoog. Er is echter reeds een duidelijke verbetering opgetreden in het laatste decennium.

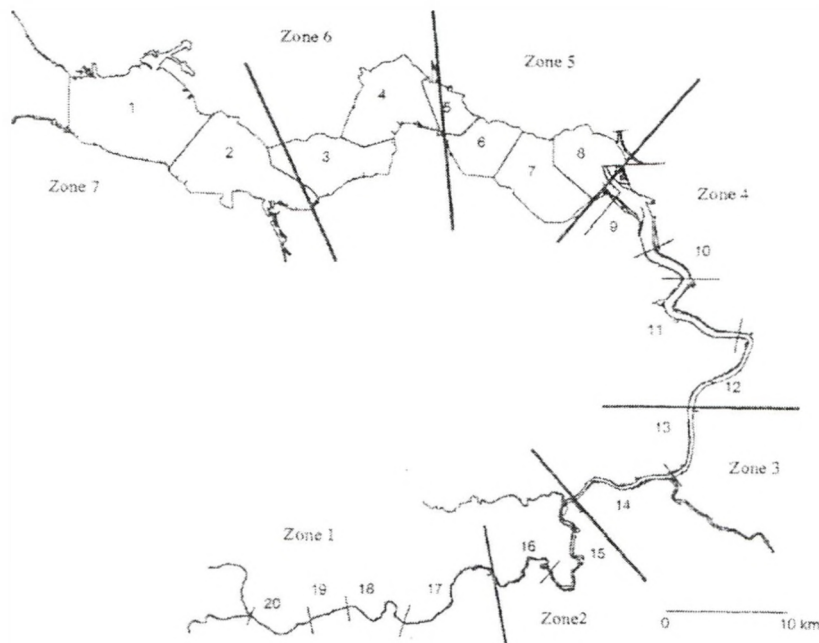
Bovenstaande bevindingen worden bevestigd in de studie 'Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater', uitgevoerd door de Vereniging van Industriële Bedrijven van Noord-Antwerpen (VIBNA, 1999). Voor de beoordeling van de evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater werd in deze studie eveneens gesteund op gegevens van de VMM en Nederlandse overheidsdiensten aan de Belgisch-Nederlandse grens. Daarnaast werd de kwaliteit ook getoetst aan de studie 'Opvolging van het visbestand in de Zeeschelde aan de hand van fuiken', uitgevoerd door prof. F. Ollevier (KUL). Volgens deze studie kan worden besloten dat de aanwezigheid van de fintpopulatie wijst op een spectaculair herstel van de Beneden-Zeeschelde.

3.3. Ecologische beschrijving

3.3.1. Algemene ecologische beschrijving van het Schelde-estuarium

Het Schelde-estuarium is met zijn volledige zout-brak-zoet gradiënt een vrijwel uniek estuarium⁸ in Europa. Het estuarium levert in zijn geheel een belangrijke bijdrage tot de nationale en internationale biodiversiteit: de gradiënt van verschillende abiotische factoren (zowel longitudinaal, lateraal als verticaal) komt tot uiting in een opeenvolging van verschillende habitatten en levensgemeenschappen. De continuïteit van de verschillende gradiënten is van cruciaal belang voor de biodiversiteit. Op te merken valt dat naast deze ecologische rijkdom het estuarium ook nog allerhande "goods en services" levert zoals: voedsel, afvoer van oppervlaktewater, afvoer en verwerking van onze vuilvracht, ...

De getijdenwerking zorgt voor een unieke en zeer waardevolle gradiënt binnen het estuarium zowel verticaal als longitudinaal. Door de vermenging van zout en zoet water ontstaat in het estuarium een longitudinale zoutgehaltegradiënt. Op basis van het zoutgehalte kan het estuarium grofweg in drie grote delen worden opgedeeld: de mariene zone tussen Vlissingen en Hansweert, de brakke zone tussen Hansweert en Rupelmonde en de zoete zone tussen Rupelmonde en Gent. Een verdere ecologische indeling van het estuarium kan gemaakt worden op basis van morfologische kenmerken, turbiditeit, verblijftijd water, e.d. Van Damme et al. (1999) onderscheidt op deze manier zeven zones in het estuarium van de Schelde. Iedere zone wordt gekenmerkt door soortspecifieke fauna en flora.



Figuur 3-58: Indeling van het Schelde estuarium in 20 compartimenten, gebaseerd op het MOSES en OMES model, en in zeven verschillende zones. (Van Damme et al. 1999).

⁸ Een estuarium kan gedefinieerd worden als een overgang tussen het zoete water van het land en het zoute water van de zee. Het Schelde-estuarium strekt zich uit van de monding van de rivier te Vlissingen tot aan Gent waar de getijdenwerking door een sluiscomplex wordt tegengehouden.

Binnen elk van deze zones bestaat nog een verticale gradiënt die ontstaat door de dagelijkse werking van de getijden. Bij de beschrijving van de arealen van de Schelde wordt onderscheid gemaakt tussen geulen, platen, slikken en schorren. Binnen het intergetijdegebied (slikken en platen) wordt een onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische (slibrijke en slibarme) gebieden. Tevens worden binnen de ecologie nog zones met ondiep water onderscheiden (zones tussen -3m en -0m t.o.v. de gemiddelde laagwaterlijn (GLW)).

Aan elk van deze morfologische structuren worden een aantal ecologische functies toegekend (op basis van MOVE rapportage). In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste ecologische functies van de verschillende morfologische structuren. Op te merken valt dat zowel de bagger- als stortactiviteiten plaatsvinden in de morfologische entiteit 'geul'. Er vindt bovendien geen verplaatsing plaats van sediment over de verschillende zones in de langsrichting zoals beschreven in Figuur 3-58.

Tabel 3-23: Overzicht van de belangrijkste ecologische functies van de verschillende morfologische structuren in het Schelde-estuarium (Naar Mol et al., 1997 in Van Damme et al. 1999)

Structuur	Ligging t.o.v. GLW ⁹	Functie
Geulen	<GLW -3 m	<ul style="list-style-type: none"> - transport van water met daarin fyto- en zoöplankton, vissen, zeezoogdieren, nutriënten en zwevende stoffen - foerageerplaats voor zeezoogdieren
Ondiep water	GLW tot GLW - 2 m	<ul style="list-style-type: none"> - leefgebied van bodemdieren en groeiplaats van bodemplanten - foerageerplaats voor jonge vis, hyperbenthos en vogels
Hoog- en laagdynamische platen en slikken	GHW tot GLW	<ul style="list-style-type: none"> - Verblijfplaats (vestiging, groei, voortplanting) van bodemdieren en -planten - Rui-, rust-, en foerageerplaats voor vogels - Rust- en zoogplaats voor zeezoogdieren
Schorren	> GHW	<ul style="list-style-type: none"> - Broed-, rui-, rust- en foerageerplaats voor vogels - Foerageer- en verblijfplaats voor jonge vis en hyperbenthos (kinderkamer) - Groeiplaats voor zout-, brak- en zoutwater (getijdeplanten)

De verspreiding van de verschillende ecotopen in het Schelde-estuarium is voorgesteld op kaart in bijlage E1. Tabel 3-24 geeft op zijn beurt een overzicht van de oppervlakten schorren en slikken in het gehele Schelde-estuarium. In het estuarium is de totaliteit van de slikken en schorren sinds de jaren zestig sterk afgenomen. Dit kan in eerste instantie vrijwel geheel worden toegeschreven aan inpolderingen en havenaanleg.

⁹ GLW : Gemiddeld laagwater ; GHW : Gemiddeld hoogwater (plaatsafhankelijke referenties)

Tabel 3-24: Oppervlakten van slikken en schorren langs het Schelde-estuarium, absolute waarden in ha (opp(ha)), in % van het totaal areaal van het ecotoop langs de Zeeschelde (%), en per km aslengte van het betreffende compartiment (ha/km asl); bronnen: Westerschelde (Mol et al., 1997); Zeeschelde (Van den Bergh et al., 1999 in Van Damme et al. 1999).

Compartiment	Slik			Schor			Slik & Schor		
	opp(ha)	%	ha/km asl	opp(ha)	%	ha/km asl	opp(ha)	%	ha/km asl
West (1-3)	3490	39,5		113	3,8		3603	30,4	
Midden (4-5)	1809	20,5		19	0,6		1828	15,4	
Oost (6-8)	2819	31,9		2367	78,6		5186	43,8	
9	241	2,7	36,41	66,82	2,2	10,09	307,85	2,6	46,50
10	104	1,2	18,56	60,31	2,0	10,75	164,43	1,4	29,31
11	124	1,4	13,36	41,82	1,4	4,52	165,57	1,4	17,88
12	56	0,6	6,07	18,38	0,6	1,99	74,51	0,6	8,05
13 en 14	55	0,6	6,74	38,94	1,3	4,81	93,55	0,8	11,55
15	71	0,8	6,98	65,97	2,2	6,49	136,98	1,2	13,47
16	44	0,5	3,90	143,52	4,8	12,67	187,70	1,6	16,57
17	15	0,2	1,61	45,36	1,5	4,90	60,26	0,5	6,51
18	7	0,1	0,63	28,45	0,9	2,54	35,48	0,3	3,17
19	2	0,0	0,26	0,18	0,0	0,02	2,50	0,0	0,29
20	0	0,0	0,00	1,84	0,1	0,20	1,84	0,0	0,20
Totaal	8837	100		3011	100		11848	100	

Op Europese schaal is het Schelde-estuarium vrij uniek door zijn omvang en vooral door de aanwezigheid van een zoetwatergetijdegebied. De typische habitatten en structuren langsheen het Schelde-estuarium zijn zonder meer belangrijk voor de nationale en internationale biodiversiteit. Een groot aantal flora- en fauna soorten (waaronder tal van rode-lijst soorten) komt voor binnen en is specifiek gebonden aan het estuarium. Bovendien vervult het estuarium voor tal van soorten (voornamelijk vissen en watervogels) een belangrijke stapsteen op hun migratieroutes. Illustratief wordt in onderstaande tabel een beeld gegeven van het internationaal belang van het Schelde-estuarium voor een aantal watervogels. Met een maximum van 230.000 watervogels is het Schelde-estuarium één van de belangrijkste NW-Europese estuaria voor watervogels. Andere estuaria met hoge winteraantallen aan watervogels zijn de Oosterschelde (190.000) in Nederland (Meininger et al., 1994 in Van Damme et al. 1999), de Wash (180.000) en Morecambe Bay (140.000) in Groot-Brittannië (Davidson et al., 1991 in Van Damme et al. 1999).

In het Schelde-estuarium werd de 1%-norm in alle maanden van het jaar overschreden. De hoogste normoverschrijdingen werden bereikt in het najaar en de winter. Het Schelde-estuarium was in de periode 1991/92 - 1996/97 van internationaal belang voor 21 soorten watervogels (Tabel 3-25). Voor 14 soorten werd jaarlijks de norm overschreden.

Tabel 3-25. Maximale normoverschrijding per jaar voor de seizoenen 1991/92 – 1996/97.

Tussen haakjes staat het aantal maanden dat de 1%-norm overschreden werd.

Berekeningen zijn gebaseerd op het volledige Schelde-estuarium. De deelgebieden waar de hoogste aantallen van een soort werden waargenomen worden eveneens gegeven.

(Van Damme et al., 1999)

Soort	Deel- gebied	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	1% Norm
% NW Europese populatie (aantal maanden overschrijding 1%norm)								
Lepelaar <i>Platalea leucorodia</i>	3	1,5 (1m)	2,2 (2m)	----	2,5 (2m)	3,6 (2m)	4,6 (3m)	30
Kolgans <i>Anser albifrons</i>	3	-----	1,2 (1m)	-----	-----	-----	*-----	4.500/6.000
Grauwe gans <i>Anser anser</i>	3-4	23,5 (4m)	24,4 (5m)	39,1 (6m)	42,4 (7m)	31,5 (7m)	*19,4 (6m)	1.200/2.000
Bergeend <i>Tadorna tadorna</i>	1-5	3 (?m)	2,8 (11m)	2,8 (8m)	2,6 (9m)	3,2 (8m)	*3,6 (6m)	2.500/3.000
Smient <i>Anas penelope</i>	3	4,1 (4m)	6,4 (5m)	3,8 (7m)	4,3 (6m)	5,2 (7m)	*5,4 (5m)	7.500/12.500
Krakeend <i>Anas strepera</i>	4-5	4,2 (5m)	6 (8m)	*3,8 (6m)	5,3 (7m)	*5,8 (5m)	5,8 (7m)	120/250/300
Wintertaling <i>Anas crecca</i>	5	1,6 (5m)	2,4 (6m)	3,1 (5m)	4,5 (6m)	4,3 (7m)	4,2 (7m)	4.000
Wilde eend <i>Anas platyrhynchos</i>	1-6	1,1 (1m)	1 (2m)	1,3 (4m)	1,2 (5m)	1 (1m)	1,3 (2m)	20.000
Pijlstaart <i>Anas acuta</i>	3-5	2,8 (3m)	5,1 (5m)	5 (6m)	3,9 (5m)	4,8 (6m)	7,6 (5m)	700/600
Tafeleend <i>Aythya ferina</i>	5	-----	-----	-----	-----	2,8 (3m)	3,2 (2m)	3.500
Scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>	1-2	1,7 (7m)	2,1 (7m)	1,6 (7m)	2,2 (8m)	2,9 (9m)	2,3 (7m)	9.000
Kluut <i>Recurvirostra avosetta</i>	2-4	1,7 (1m)	2,1 (1m)	1,6 (1m)	3,1 (5m)	2,7 (6m)	1,2 (2m)	700
Bontbekplevier <i>Charadrius hiaticulata</i>	1-2	1,1 (1m)	1 (1m)	-----	1 (1m)	1,74 (1m)	1,1 (1m)	*500/2.000
Zilverplevier <i>Pluvialis squatarola</i>	1-2	5,6 (8m)	3,5 (8m)	2,8 (9m)	2,9 (10m)	3,8 (6m)	2,8 (6m)	1.500
Kanoetstrandloper <i>Calidris canutus</i>	1	-----	-----	-----	-----	2,5 (1m)	-----	3.500
Drieteenstrandloper <i>Calidris alba</i>	1	-----	-----	-----	1,7 (1m)	1,8 (2m)	1,8 (2m)	1.000
Bonte strandloper <i>Calidris alpina</i>	1-2	,6 (3m)	,5 (4m)	,7 (4m)	,4 (5m)	,2 (6m)	,1 (3m)	4.000
Rosse grutto <i>Limosa lapponica</i>	1-3	2,5 (5m)	1,0 (1m)	1,4 (1m)	1,0 (1m)	1,8 (3m)	1,0 (1m)	**1.000/7.000
Wulp <i>Numenius arquata</i>	1-3	1,6 (2m)	1,1 (2m)	1,0 (1m)	1,6 (4m)	1,4 (3m)	1,1 (2m)	3.500
Zwarte ruit <i>Tringa erythropus</i>	2-3	-----	1,1 (2m)	-----	-----	1,1 (1m)	-----	1.200
Tureluur <i>Tringototanus</i>	1-3	1,3 (1m)	1,0 (1m)	1,7 (1m)	1,2 (2m)	1,6 (3m)	1,9 (1m)	1.500

* Aanpassing van de 1% norm op basis van nieuwe populatieschattingen.

° 2.000 voor de maanden juli, augustus en mei, 500 voor de andere maanden (Meininger et al., 1995b).

°° 7.000 voor de maanden juli, augustus en mei, 1.000 voor de andere maanden (Meininger et al., 1995b).

3.3.2. Ecologische bespreking van de Beneden-Zeeschelde

De Beneden-Zeeschelde (Antwerpen-Gent) valt in de brakwaterzone van het estuarium. Deze zone wordt, net zoals de stroomopwaartse zones, gekenmerkt door een eenvoudige estuaire bedding die beperkt is tot één eb-vloed geul. Het kenmerk bij uitstek is de sterke saliniteitsgradiënt, die sterk bepalend is voor het ecosysteem binnen deze zone.

De ontwikkeling van de ecologische waarde in dit gebied wordt beïnvloedt door de grote concentraties aan slib in het water en bodem. Op het scheidingsvlak tussen zoet en zout blijft immers een groot deel van het slib immers opgesloten in convergerende stromen (zie deel morfologie). Naast het kwantitatief aspect is er ook een kwalitatief aspect aan het slib. Het slib is immers beladen met allerlei polluenten vanuit de landbouw, huishoudelijk afval, industriële activiteiten e.d. (zie §3.2, chemische karakterisatie).

Ondanks de belangrijke (natuurlijke) limitaties, opgelegd aan het ecosysteem, bezit de Beneden-Zeeschelde nog een aantal belangrijke ecologische troeven en waarden. Dit komt onder andere tot uiting in de verschillende nationale en internationale gebiedsgerichte beschermingen. Een groot deel van de buitendijkse gebieden is opgenomen als Habitat-, Vogelrichtlijngebied en/of Ramsargebied (zie kaart in bijlage E2). Een aantal soorten van Bijlage I nl. Bruine kiekendief, Kluut en Blauwborst komt in de Beneden-Schelde tot broeden. Binnen het studiegebied komen geen prioritaire habitats voor van de Habitatrictlijn.

Zowel naar soortensamenstelling als naar structuur zijn de gebieden zeer zeldzaam tot uniek. Gezien hun over het algemeen kleine oppervlakte en de langgerekte vorm zijn ze echter ook bijzonder kwetsbaar. In de Zeeschelde is een beperkte achteruitgang van de getijdengebieden vastgesteld ten gevolge van het Sigmaphan. De impact op schorren en slikken werd echter tot een minimum beperkt omdat de verhoging en verbreding van de dijken in de regel aan de landzijde plaatsvond (Meire et al., 1992).

Volgens de OMES-studie (zie Figuur 3-58) kunnen binnen de Beneden-Zeeschelde, op het traject tussen de grens en Antwerpen, 3 verschillende segmenten onderscheiden worden. In de volgende paragrafen worden de belangrijkste kenmerken, troeven en knelpunten voor de verschillende segmenten besproken. Voor een uitgebreide beschrijving van de verschillende segmenten en de Beneden-Zeeschelde wordt verwezen naar Meire et al. 1993, Meire et al. 1997, Criel et al. 1999, Van Damme et al. 1999 en Van den Bergh et al. 1999.

Het eerste segment strekt zich uit van de Grens tot de Kerncentrale van Doel (Omest segment 9). Dit segment heeft het grootste oppervlakte intertijdsgebied per kilometer aslengte (zie Tabel 3-24). De belangrijkste slikken- en schorregebieden van de brakwaterzone in het Beneden-Zeeschelde bevinden zich in dit segment. Het grootste aandeel schor bevindt zich op de Schor van Doel, terwijl het grootste slikgebied zich op de rechteroever bevindt. Deze schorren- en slikgebieden vormen een belangrijke schakel in de estuaire gradiënt. Ze hebben een internationaal belang als overwinterings- en doortrekgebied voor watervogels. Het belangrijkste knelpunt vormt de isolatie van deze slikken- en schorregebieden tussen haven en industrieterreinen. De uitbouw van de containerterminal ter hoogte van Zandvliet deed de laatste jaren 8 ha slik van het Groot Buitenschoor verloren gaan. Bovendien werden 27,5 ha van het Galgenschoor, waarvan 18 ha slik, in beslag genomen (Van den Bergh et al., 1998).

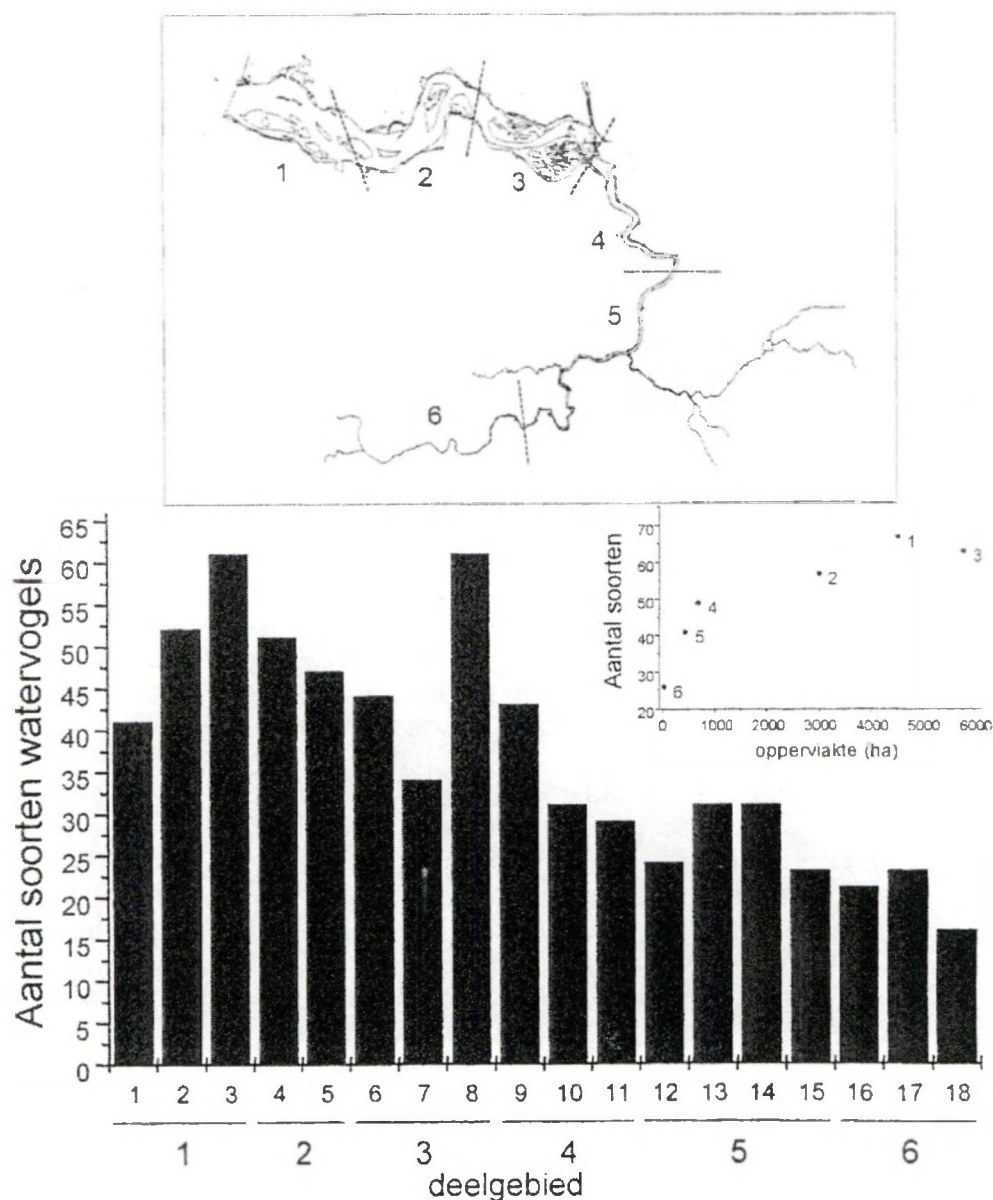
Het tweede segment strekt zich uit van de Kerncentrale tot de Ketenisse polder (Omest segment 10). De oppervlakte slik en schor per kilometer aslengte is hier slecht de helft in

vergelijking met het vorige segment. Het belangrijkste aandeel hiervan bevindt zich op de rechteroever, meer bepaald ter hoogte van het Galgenschoor. De schor (en in vele gevallen ook het slik) is in dit segment over een grote lengte enigszins afgeschermd van de Schelddynamiek door steenbestortingen. Belangrijkste troef voor dit segment vormt de schakelfunctie tussen de stroomop- en stroomafwaartse gelegen gebieden in deze havenzone met zeer intensieve industriële activiteiten. Tevens bezit een groot deel van het gebied een belangrijke avifaunistische waarde.

Het derde segment, van Ketenis polder tot Blokkersdijk (segment 10), wordt gekenmerkt door een relatief brede slikstrook op de rechteroever, enkel onderbroken door de Boudewijn en Van Cauwelaertsluizen. De schor varieert in breedte (0-50m) en is enkel onderbroken ter hoogte van het fort St. Filips. Op te merken valt dat de oeverstrook hier over een aantal nog een matige tot goede beoordeling krijgt (dit is voornamelijk te wijten aan de breedte van het slik en de schor) Op de linkeroever komt over het algemeen slechts een beperkte slik- en schorrenstrook voor. Net zoals de hoger besproken zone bezit voornamelijk het rechteroevergebied een belangrijke schakelfunctie.

Uit voorgaande bespreking komt duidelijk de ecologische waarde van de buitendijkse gebieden van de Beneden-Schelde naar voor, ondanks de stijgende antropologische druk die er op wordt uitgeoefend. De brakwaterschorren en -slikken herbergen een unieke flora en fauna die aangepast is aan de dynamiek en stressomstandigheden (o.a. saliniteit, overstromingsduur,...). Tevens vormen de slikken en schorren een belangrijke schakel tussen de stroomopwaartse en stroomafwaartse gebieden.

De verbetering van o.a. de waterkwaliteit heeft er zonder twijfel toe bijgedragen dat de soortenrijkdom (en aantallen) in de Beneden-Schelde is toegenomen. Het meest in het oog springend zijn zonder meer de grote aantallen watervogels. Het aantal vogels dat gebruik maakte van het gebied veranderde niet wezenlijk. Wel verschoof de soortensamenstelling; Herbi- en omnivoren werden steeds belangrijker ten opzichte van de benthivoren. Het aantal soorten watervogels is kleiner in de Beneden-Zeeschelde dan in de Westerschelde. Een belangrijke verklaring hiervoor vormt de geringere oppervlakte slikken en schorren in de Beneden-Zeeschelde (zie Figuur 3-59). De Beneden-Zeeschelde vormt een overgangszone tussen de zoute en zoete zone. Dit weerspiegelt zich ook in de soortensamenstelling van de voorkomende watervogels. Er komen immers zowel soorten gebonden aan zoute als zoete omstandigheden voor in het gebied. Voor een uitgebreide beschrijving van de voorkomende soorten en aantallen watervogels verwijzen we naar Ysebaert et al. (1997), Ysebaert et al. (1998), Ysebaert et al. (1999) en Van den Bergh et al. (1998). Voor een uitgebreide bespreking van de voorkomende en aantallen broedsoorten verwijzen we naar Van Waeyenberge et al. (1999). De trends van de belangrijkste watervogelsoorten tot en met 2001 wordt weergegeven in bijlage E6 en besproken bij de effectbespreking (deel 4.3).



Figuur 3-59: Aantal soorten watervogels waargenomen in verschillende deelgebieden langs het Schelde-estuarium (gebaseerd op de seizoenen 1991/92 – 1993/94). Voor een situering van de deelgebieden 1 t/m 6: zie bijgevoegd kaartje. Elk deelgebied is nog eens opgesplitst in kleinere deelgebieden. Inzetfiguur: Relatie oppervlakte intergetijdengebied (slikken en schorren) per deelgebied – aantal soorten watervogels (gebaseerd op de seizoenen 1991/92 – 1993/94). Van den Bergh et al. (1998).

Ook bij de lagere trofische niveaus is een positieve trend waar te nemen. Zo is er het langzaam herstel van de vispopulatie in de Beneden-Zeeschelde. Verwacht wordt dat het aantal soorten nog zal toenemen als de waterkwaliteit verder verbetert. Eveneens is er een terugkeer van de Fint, zij het in zeer beperkte aantallen. Daarenboven blijkt dat de voortplantingscyclus van de Rivierprik thans in het estuarium is gesloten (Pas et al., 1998). Hun evolutie kan tekenend zijn voor een ingezet herstel van de trekfunctie van het

estuarium. Voor een uitgebreidere beschrijving van de aanwezige vissoorten en hun aantallen wordt verwezen naar Pas et al. (1998) en Peeters et al. (1999).

De ontwikkeling van het Macrobenthos wordt momenteel nog steeds beperkt door een verontreinigings- en turbiditeitsprobleem in de Beneden-Zeeschelde. Het Macrobenthos wordt momenteel nog overwegend gedomineerd door soorten met een hoge tolerantiegraad. Toch kan ook hier algemeen een verbetering worden vastgesteld (zowel naar aantal soorten als naar densiteit). Deze verbetering is in hoofdzaak te wijten aan de verbetering van de waterkwaliteit. Voor een uitgebreide beschrijving van de Macrobenthos gemeenschap in de Beneden-Zeeschelde wordt verwezen naar De Neve et al. (1998) en Ysebaert et al. (2000).

4. EFFECTEN

In onderstaande tekst wordt een globale inschatting gegeven van de effecten van de onderhoudsbagger- en stortactiviteiten op het systeem van de Beneden-Zeeschelde, met speciale aandacht voor de habitat- en vogelrichtlijngebieden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen het fysisch systeem (morfologie, turbiditeit, zout-zoet), de ecotoxicologie en de ecologie.

4.1. Fysisch systeem

4.1.1. Morfologie

Het bepalen van de effecten van menselijke ingrepen op de morfologie van de Beneden-Zeeschelde is complex. De locale effecten worden immers bepaald door ingrepen in het gehele systeem, maar voornamelijk in de Westerschelde. Niettemin kan worden gesteld dat in eerste instantie de effecten een gevolg zijn van een ingreep, zoals de bouw van de strekdammen van Doel en de Ballastplaat, het uitvoeren van een verdiepingsprogramma, de bouw van een toegangseul enzovoort. Hierdoor zal het morfologisch systeem zich aanpassen door het zoeken naar een nieuw evenwicht, waarbij de platen kunnen afkalven, de taluds steiler kunnen worden, een vloedsehaar kan verzanden, enz.

Met betrekking tot de onderhoudsbaggerwerken kan gesteld worden dat ze erop gericht zijn om een nieuwe situatie, ontstaan door een ingreep te bestendigen. De effecten van onderhoudsbaggerwerken kunnen dus als ondergeschikt worden beschouwd aan de effecten van de initiële ingreep.

Rekening houdend met het continu wijzigend karakter van de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde, is het begroten van de effecten van een individuele maatregel, en a fortiori van het onderhoudsbaggerwerk een moeilijke opgave.

4.1.1.1. *Evolutie intergetijdegebied*

Om met betrekking tot de beschouwde slikgebieden een uitspraak te doen over de effecten van de losactiviteiten is in eerste instantie gekeken naar de bewegingen van intergetijdegebieden. Aan riviervakant zijn zij begrensd door de "nul-meter-dieptelij" (laagwaterlijn) van de rivierbedding. Ten einde de evolutie van de grootte van de intergetijdegebieden langs de Schaar van Ouden Doel en langs de Plaat van Boomke te schetsen, is voor beide plaatsen een bathymetrische evolutie van de dieptelij van GLLWS nul meter opgesteld. (Bijlage C1)

Dit geschiedt aan de hand van de zogenaamde "sectiekaarten", dit zijn kaarten die de bathymetrie weergeven, bepaald door regelmatige peilingen. Een dergelijke sectiekaart werd door de Afdeling maritieme Schelde in de Beneden-Zeeschelde gedurende de voorbije twintig jaar om de twee jaar opgesteld, zodat voor de periode 1980-2000 telkens tien sectiekaarten beschikbaar zijn.

Op een blanco-grondplan van de betrokken sectiekaart, werden voor beide plaatsen de nul-meter-dieptelij van de opeenvolgende, tweejaarlijkse sectiepeilingen getraceerd. Voor de afgeronde jaren 1980, 1990 en 2000 werd de oppervlakte bepaald van een deel van het betrokken habitatgebied, meer bepaald tussen aan landzijde de schorrand (er wordt op gewezen dat deze tijdens de volledige periode onveranderd is gebleven aangezien deze rand met breuksteen is bestort) en aan riviervakant de nul-meter-dieptelij. Deze drie oppervlaktes per beschouwd habitatgebied zijn in tabel aangegeven, zowel in absolute grootte (m²) als in percentage met het beginjaar 1980 als referentie (100%).

Intergetijdegebied langs de Schaar van Ouden Doel

Voor wat betreft de evolutie van de nul-meter-lijn langs de Schaar van Ouden Doel, kunnen in de periode 1980-2000 vier deelzones onderscheiden worden:

1. tussen de Belgisch/Nederlandse grens en halverwege die grens en het haventje van Prosperpolder (lengte 500 meter) variëren de dieptelijn van nul meter over een bandbreedte van slechts 40 m, met een licht eroderende tendens. Globaal kan de variatie hier als zeer klein omschreven worden.
2. tussen het punt halverwege de grens en het haventje van Prosperpolder, en bijna de overspanning van de hoogspannings-luchtleiding van elektriciteit tussen pyloon 4 (Kerncentrale Doel) en pyloon 5 (uiteinde strekdam Schaar van Ouden Doel) (lengte 1.700 meter) is er een duidelijke aangroei van het intergetijdegebied. Van jaar tot jaar treedt op enkele plaatsen soms een kleine tussen-variatie op, maar globaal is er sprake van een naar de rivier toe schuiven van de nul-meter-diepte-lijn over grote afstanden, bvb. 60, 80, 100, ... tot maximum ruim 150 meter. Enkel bij de diepte-lijn van 1982 en 1984 is er net afwaarts van de hoogspanningsluchtleiding een tijdelijke erosie te zien, doch dewelke zich door het versterken van kribben langs de schorrand later niet meer heeft voorgedaan.
3. ter hoogte van de hoogspanningsluchtleiding (lengte 500 meter) is er globaal genomen een stabilisatie van de nul-meter-dieptelijn, behalve voor de reeds vernoemde toestand van 1984.
4. ter hoogte van de beide grote uitlaten van koelwater van de Kerncentrale Doel varieert de nul-meter-dieptelijn zeer sterk. Dit heeft geen natuurlijke oorzaak, doch is volledig functie van het lozen van koelwater uit de kerncentrales, dus ook van stilligperiodes.

In Tabel 4-1 is de evolutie van het betrokken intergetijde-deelgebied tussen de Belgisch/Nederlandse grens en de hoogspanningsluchtleiding samengevat:

Tabel 4-1 : Evolutie intergetijde-deelgebied tussen de Belgisch/Nederlandse grens en de hoogspanningsluchtleiding

Jaar	Oppervlakte (in m²)	oppervlakte (in %, met oppervlakte van 1980 als 100%)
1980	430.000 m ²	100 %
1990	500.000 m ²	116 %
2000	585.000 m ²	136 %

Intergetijdegebied langs de Plaat van Boomke

Eenzelfde methode werd gevolgd voor de evolutie van het habitatgebied langs de Plaat van Boomke, ook hier tussen enerzijds de met breuksteen bestorte schorrand en de nul-meter-lijn. De op- en afwaarts gelegen grenzen zijn genomen met beschouwing tot de stortzones van baggerspecie, met name aan opwaartse kant t.h.v. de voormalige steiger van Distrigas, en aan afwaarts kant aan het baken van Boerenschans. Voor wat betreft de evolutie van de nul-meter-lijn langs de Plaat van Boomke, kunnen in de periode 1980-2000 ook hier vier deelzones onderscheiden worden:

1. tussen het baken van Boerenschans en de hoogspanningsluchtleiding. Over dit vak (lengte 750 meter) variëren de dieptelijn van nul meter over een bandbreedte van slechts 30 m, met een licht aangroeiende tendens. Globaal kan de variatie hier als zeer klein omschreven worden.

2. tussen de hoogspanningsluchtleiding en de Palen van Boomke (lengte 850 meter) blijft de variatie ook vrij klein, over een bandbreedte van 25 meter) met over tweederde van de lengte een licht eroderende tendens. Ook hier kan de variatie globaal als zeer klein omschreven worden.
3. tussen de palen van Boomke en Amoco Fina (lengte 800 meter) bevindt zich het breedste gedeelte van het intergetijdegebied, en zijn ook de variaties van de nul-meter-dieptelijn het grootst. Die variaties zijn evenwel niet eenduidig, maar globaal genomen kan gesproken worden van een flinke aangroei over het deel Palen van Boomke tot de vroegere vestiging van Distrigas, en van een iets grotere erosie tussen deze laatste en Amoco Fina.
4. het meest opwaartse deelgebied (Amoco Fina tot vroegere steiger Distrigas) (lengte 400 meter) loopt de variatie van de breedte van het opwaarts einde van de Plaat van Boomke tot nul. Over deze lengte is er globaal een status-quo of een aangroei tussen 1980 en 1990, en een erosie tussen 1990 en 2000.

In Tabel 4-2 is de evolutie van het betrokken intergetijde-deelgebied tussen het baken van Boerenschans en de vroegere steiger van Distrigas samengevat:

Tabel 4-2 : Evolutie intergetijde-deelgebied tussen het baken van Boerenschans en de vroegere steiger van Distrigas

Jaar	Oppervlakte (in m2)	oppervlakte (in %, met oppervlakte van 1980 als 100%)
1980	180.000 m2	100 %
1990	200.000 m2	111 %
2000	170.000 m2	94 %

De bovenstande schommelingen in de evolutie van de oppervlakte liggen in de bandbreedte van de natuurlijke variaties van het intergetijdegebied en zijn niet significant.

4.1.1.2. Evolutie ondiepwater gebied

In aansluiting op de bepaling van de evolutie van het intergetijdegebied werd de evolutie bepaald van het ondiepwatergebied, dat vanuit ecologisch oogpunt belangrijk is. Dit gebied wordt gedefinieerd tussen de gemiddelde laagwaterlijn (0m GLLWS) en de -2mGLLWS-lijn. De analyse werd eveneens uitgevoerd aan de hand van de sectiekaarten, waarbij de oppervlakte werd bepaald tussen de schorrand en de -2mGLLWS-lijn (bijlage C2).

Bathymetrisch gebied langs de Schaar van Ouden Doel

Voor wat betreft de evolutie van de min-twee-meter-dieptelijn langs de Schaar van Ouden Doel, kunnen in de periode 1980-2000 drie deelzones onderscheiden worden:

1. tussen de Belgisch/Nederlandse grens en halverwege die grens en het haventje van Prosperpolder (lengte 500 meter) variëren de dieptelijnen van min-twee-meter over een bandbreedte van slechts 25 m, zonder eroderende of aanzandige tendens. Globaal kan gesteld worden dat over dit deelvak eigenlijk geen variatie van de min-twee-meter-dieptelijn is voorgekomen.
2. tussen het punt halverwege de grens en het haventje van Prosperpolder, tot aan de hoogspannings-luchtleiding van elektriciteit tussen pyloon 4 (Kerncentrale Doel) en pyloon 5 (uiteinde strekdam Schaar van Ouden Doel) (lengte 1.700 meter) is er een duidelijke aangroei van het oppervlak tussen schorrand en de min-twee-meter-dieptelijn. De

- verbreding van deze deelzone zette zich in het afwaartse helft vooral tussen 1980 en 1990 door, terwijl dat in de opwaartse helft zich vooral tussen 1990 en 2000 situeert.
- tussen de hoogspanningslijn en de landaansluiting van de strekdam (ter hoogte van de beide grote uitlaten van koelwater van de Kerncentrale Doel) zijn er zeer grote tussenvariaties opgetreden van de min-twee-meter-dieptelijn, met een algemene tendens van verdieping.

In Tabel 4-3 is de evolutie van het betrokken bathymetrisch gebied tussen de schorrand en de min-twee-meter-dieptelijn, tussen de Belgisch/ Nederlandse grens en de hoogspanningsluchtlijn samengevat:

Tabel 4-3 : Evolutie bathymetrisch gebied tussen de schorrand en de min-twee-meter-dieptelijn, tussen Belgisch/Nederlandse grens en de hoogspanningsluchtlijn

jaar	oppervlakte (in m2)	oppervlakte (in %, met oppervlakte van 1980 als 100%)
1980	525.000 m2	100 %
1990	625.000 m2	119 %
2000	690.000 m2	131 %

De resulterende evolutie van het ondiepwater gebied kan bijgevolg worden afgeleid (Tabel 4-4)

Tabel 4-4 : Evolutie van het ondiepwatergebied (Schaar van Ouden Doel)

jaar	oppervlakte (in m2)	oppervlakte (in %, met oppervlakte van 1980 als 100%)
1980	95.000 m2	100 %
1990	125.000 m2	132 %
2000	105.000 m2	110 %

De bovenstaande cijfers geven een tendens aan tot aangroei. Belangrijk is om op te merken dat het ondiepwatergebied in een schaargebied hoog dynamisch is en dat bijgevolg sterke veranderingen in de ligging van de bathymetrische lijnen mogelijk is.

Bathymetrisch gebied langs de Plaat van Boomke

Eenzelfde methode werd gevolgd voor de evolutie van het bathymetrisch gebied langs de Plaat van Boomke, ook hier tussen enerzijds de met breuksteen bestorte schorrand en de min-twee-meter-dieptelijn. Voor wat betreft de evolutie van de min-twee-meter-lijn langs de Plaat van Boomke, kunnen in de periode 1980-2000 hier drie deelzones onderscheiden worden:

- van het baken van Boerenschans t/m de dijk lengte langs het Industriedok. Over dit vak (met lengte 1500 meter) variëren de dieptelijnen van min-twee-meter over een bandbreedte van slechts 25 m, zonder globaal genomen een aangroeiende of verkleinende tendens. Er is over de beschouwde periode eigenlijk geen variatie van de min-twee-meter-dieptelijn.
- een middengedeelte (Palen Boomke / vroegere vestiging Distrigas / Amoco Fina) (met een lengte van bijna 1000 meter) is er wel een behoorlijke variatie van de min-twee-

- meter-dieptelijn, met een belangrijke verdieping van dit deelgebied. Lokaal loopt de landwaartse verschuiving van de min-twee-meter-dieptelijn op tot 180 meter.
3. het meest opwaartse deelgebied (Amoco Fina tot vroegere steiger Distrigas) (lengte 550 meter) kent slechts een kleine variatie over de beschouwde twintig jaar, met een eroderende tendens, afnemend naar opwaarts toe.

In Tabel 4-5 is de evolutie van het betrokken bathymetrisch gebied tussen het baken van Boerenschans en de vroegere steiger van Distrigas samengevat:

Tabel 4-5 : Evolutie bathymetrisch gebied tussen het baken van Boerenschans en de vroegere steiger van Distrigas

jaar	oppervlakte (in m2)	oppervlakte (in %, met oppervlakte van 1980 als 100%)
1980	400.000 m2	100 %
1990	340.000 m2	85 %
2000	320.000 m2	80 %

De resulterende evolutie van het ondiepwater gebied kan bijgevolg worden afgeleid (Tabel 4-6)

Tabel 4-6 : Evolutie van het ondiepwatergebied (Plaat van Boomke)

jaar	oppervlakte (in m2)	oppervlakte (in %, met oppervlakte van 1980 als 100%)
1980	220.000 m2	100 %
1990	140.000 m2	64 %
2000	150.000 m2	68 %

Het ondiepwatergebied vertoonde initieel een sterke afname in oppervlakte. Deze lijkt gestabiliseerd te zijn. Deze stabilisatie zou kunnen toegeschreven worden aan de verhoogde hoeveelheden gestorte specie in het laatste decennium.

4.1.1.3. Sedimentbewegingen

Naast het evalueren van de bewegingen van het intergetijdegebied is het belangrijk na te gaan welke sedimentbewegingen in de Beneden-Zeeschelde voorkomen van nature voorkomen, hoe deze zich verhouden tot de gebaggerde hoeveelheden en welke bewegingen de sedimenten volgen als gevolg van de eb- en vloedstroom.

Zoals hoger beschreven wordt op jaarbasis 10 tot 30 miljoen ton slib naar opwaarts getransporteerd door de vloed via suspensietransport en een vergelijkbare hoeveelheid naar afwaarts tijdens eb. Daarnaast is er een beweging van zand, die hoofdzakelijk dicht bij de bodem plaatsvindt.

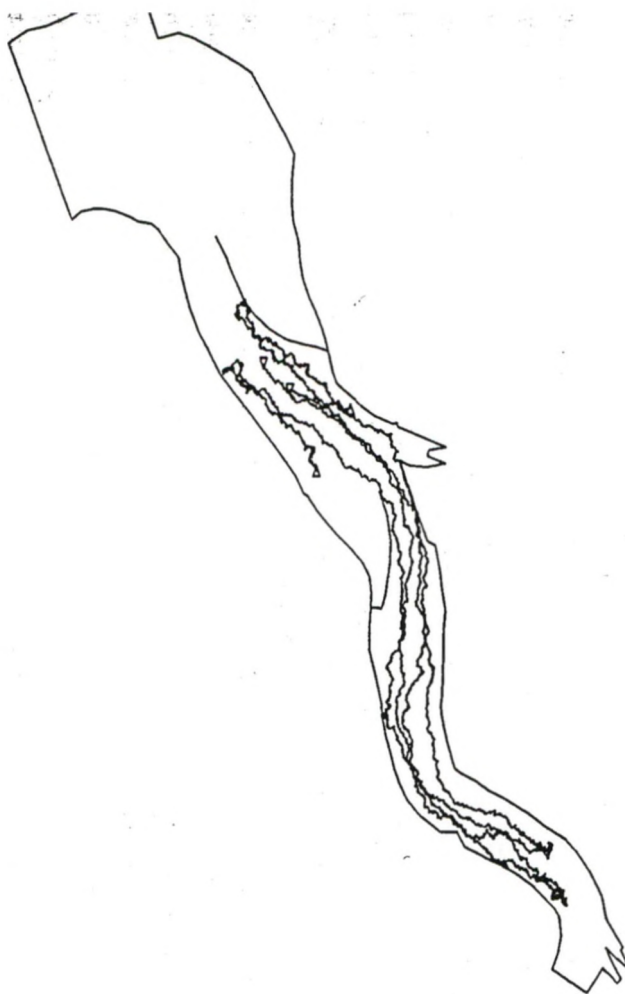
Schaar van Ouden Doel

De gestorte hoeveelheden in de Schaar van Ouden Doel bedragen circa 1.7 miljoen m3 zand op jaarbasis (in termen van de lithologische kaart betekent dit slibhoudend zand). Dit vertegenwoordigt een hoeveelheid droge stof van circa 2.7 miljoen TDS, waarvan mag worden aangenomen dat circa 20 tot 40% hiervan uit slib bestaat. De gestorte hoeveelheden zand worden grotendeels uit het systeem verwijderd via de vergunde zandwinningen en verder is er

een recirculatie naar de geulen in de omgeving, aangezien de Schaar van Ouden Doel gekend is als een erosief gebied.

Van het slib dat gestort wordt mag worden aangenomen dat het grotendeels verspreid wordt en zich zal afzetten in de preferentiële afzettingsgebieden, met name de ondiepe slik-schorgebieden, de toegangsgeulen en de lokale verdieping ter hoogte van de Noordelijke containerkaai (Noordzeeterminal). Als dusdanig kan worden gesteld dat de gestorte specie bijdraagt tot de continue voeding van de intergetijdegebieden met slib.

Ter illustratie wordt in Figuur 4-1 de weg getekend die een slibpartikel kan afleggen wanneer het geloosd wordt in de Schaar van Ouden Doel, respectievelijk ter hoogte van de Drempel van Zandvliet. (Fettweis, 1995)



Figuur 4-1 Weg van een slibdeeltje tijdens een tijcyclus bij lozing in de Schaar van Ouden Doel

Plaat van Boomke

De gestorte hoeveelheden in t.h.v de Plaat van Boomke bedragen circa 0.5 miljoen m³ slib op jaarbasis (in termen van de lithologische kaart betekent dit zandhoudend slib). Dit vertegenwoordigt een hoeveelheid droge stof van circa 0.8 miljoen TDS, waarvan mag worden aangenomen dat circa 70% hiervan uit slib bestaat. De gestorte hoeveelheden zand blijven in eerste instantie op de plaat achter en worden hoofdzakelijk door de ebstroom (de vloedstroom

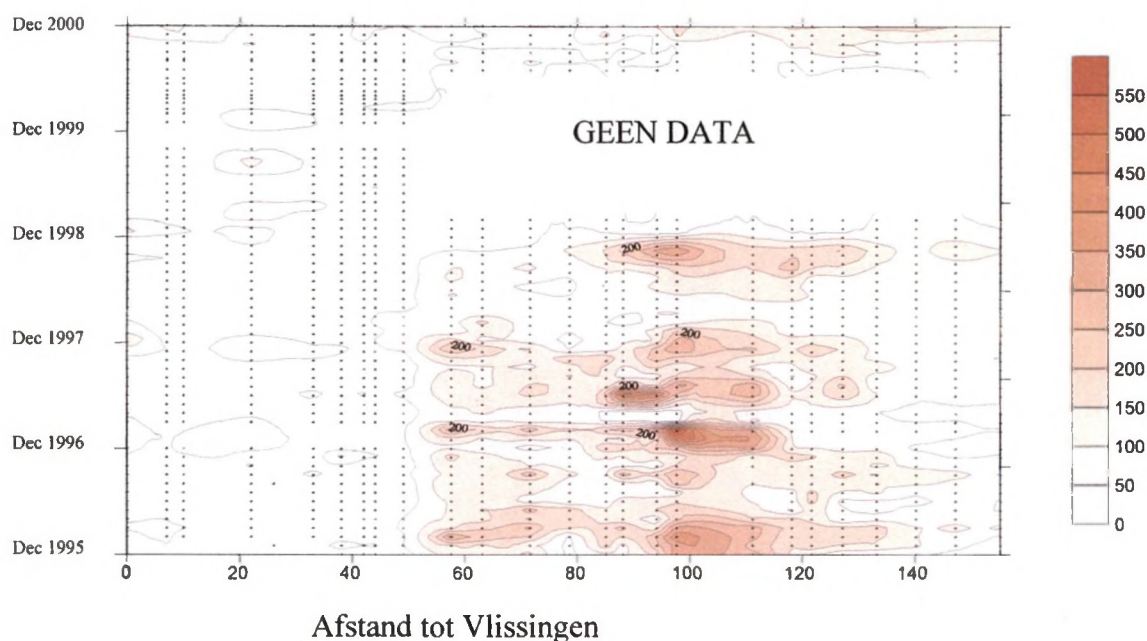
is geconcentreerd onder de linkeroever in de buitenbocht van de rivier) opnieuw verspreid naar de vaargeul in de omgeving.

De slibhoeveelheden die in grootte-orde 0.5 miljoen TDS op jaarbasis bedragen, zijn relatief beperkt in omvang t.o.v de totale hoeveelheden die jaarlijks door eb en vloed getransporteerd worden, met name 10 tot 30 miljoen ton slib. Redelijkerwijs mag worden aangenomen dat deze stortingen het bestaand slibregime niet drastisch verstoren. Het gestorte slib zal deels accumuleren in de slikken en schorren (zoals blijkt uit de bevindingen van Wartel) en voor een groot gedeelte afgezet worden in de nabijgelegen toegangsgeulen (Royerssluis en Kallosluis) en havenuitsteken (o.a werkhaven van Dredging International)

4.1.2. Turbiditeit

Net zoals voor de bevindingen i.v.m. de morfologie is het moeilijk, zoniet uitgesloten om de effecten van de stortactiviteiten op het globale turbiditeitsproces te begroten. In de systeembeschrijving is uitgebreid ingegaan op de natuurlijke variaties met de bijhorende verschillende tijdschalen inzake turbiditeit.

De variaties worden hier andermaal geïllustreerd aan de hand van de observaties van zwevende stof die werden uitgevoerd in het kader van de OMES-studie (onderzoek Milieueffecten Sigmaplan). Hierbij wordt opgemerkt dat in de periode eind 1998 tot voorjaar 2000 geen metingen werden uitgevoerd in de Zeeschelde.



Figuur 4-2 Variatie van de hoeveelheid zwevende stof in tijd en ruimte (Van Damme et al, 2001)

De lokale creatie van turbiditeit door de bagger- en stortactiviteiten heeft in het recente verleden veel aandacht gekregen. Internationale organisaties als CEDA en PIANC hebben zich toegelegd om kaders uit te werken. De meeste van de eisen die worden gesteld ten aanzien van baggerwerken hebben betrekking op milieus met een lage achtergrondwaarde inzake turbiditeit, of op situaties met sterke bodemverontreiniging waarbij de verspreiding van pollutanten via de zwevende stof dient vermeden te worden.

Een analyse van de gemeten turbiditeiten ter hoogte van Prosperpolder en Oosterweel gedurende de langdurige metingen, geeft geen indicatie van het voorbijtrekken van een stortpluim.

4.1.3. Zout-zoet regime

Het beschouwde gebied van de Beneden-Zeeschelde is van nature een brak systeem met sterk wisselende zoutconcentraties, zoals beschreven werd in het hoofdstuk inzake systeembeschrijving. Het verplaatsen van een hoeveelheid water uit een baggerzone naar één van de beschouwde losplaatsen heeft hierop geen invloed.

4.2. Ecotoxicologische evaluatie

4.2.1. Toetsingscriteria

Teneinde de kwaliteit van de baggerspecie vanuit ecotoxicologisch standpunt te kunnen evalueren dienen toetsingscriteria ter zake beschikbaar te zijn. Dergelijke criteria werden vastgelegd in een eerder uitgevoerde studie (Callebaut & Vanhaecke, 2000, bijlage D1). Hierna wordt kort weergegeven hoe deze criteria tot stand kwamen.

4.2.1.1. *Ontwikkelen van ecotoxicologisch onderbouwde voorlopige sedimentkwaliteitscriteria*

Op basis van de evenwichtsverdelingsmethode, een combinatie van aquatische ecotoxiciteitsgegevens met verdelingscoëfficiënten (K_d) voor de verschillende stoffen over de fasen water en bodem, werden ecotoxicologisch veilige streefwaarden vastgelegd. Deze streefwaarden waren de resultante van een combinatie van de K_d en de NOEC ('No Observed Effect Concentration'), voorzien van een veiligheidsfactor. Naast deze streefwaarden werden voorlopige toetsingswaarden opgesteld. Het minimum van enerzijds het vijfvoud van deze streefwaarden en anderzijds het product LOEC ('Lowest Observed Effect Concentration')* K_d werd als voorlopige toetsingswaarde weerhouden. De keuze inzake vijfvoud is gebaseerd op aanbevelingen, verstrekt door de 'EU Committee on the Toxicological and Ecotoxicological Evaluation of Hazardous Substances'.

Toetsing voor bio-accumulatie en bioconcentratie

Vervolgens werd op basis van de ADI-waarde ('Acceptable Daily Intake' of Aanvaardbare Dagelijkse Opname) een evaluatie uitgevoerd van de mogelijke risico's voor predatoren en consumenten tgv bio-accumulatie en bioconcentratie. Indien nodig werden de streef- en voorlopige toetsingswaarden bijgesteld.

Toetsing voor internationale harmonisatie en 'stand still'

De streef- en voorlopige toetsingswaarden werden verder getoetst tov de sedimentkwaliteitscriteria die in een internationale context toegepast werden. Hierbij dient opgemerkt te worden dat niet in alle landen dezelfde parameters in beschouwing genomen worden. Vervolgens werden de waarden vergeleken met de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde teneinde het 'stand still' principe te kunnen toepassen, rekening houdend met de haalbaarheid.

Uitwerken van een beslissingskader

Uiteindelijk werden ecotoxicologisch veilige streef- en toetsingswaarden bekomen voor de verschillende parameters die in de Beneden-Zeeschelde geanalyseerd worden door de VMM, voorgesteld in Tabel 4-7.

Tabel 4-7 : Ecotoxicologisch veilige streef- en toetsingswaarden (Callebaut & Vanhaecke, 2000)

Component	Streefwaarde mg/kg	Toetsingswaarde mg/kg
Arseen	18	72
Cadmium	2,9	10
Chroom	220	330
Koper	33	165
Kwik	1,3	2
Nikkel	54	80
Lood	173	350
Zink	450	675
Σ PAK ⁽¹⁾	0,4	5
Σ PCB ⁽²⁾	0,03	0,13
Minerale olie	151	1.500
EOX	0,24	3,5

⁽¹⁾ naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen

⁽²⁾ PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

Hierbij is

- de streefwaarde deze waarde waarnaar op termijn gestreefd dient te worden gebaseerd op veilige concentraties voor het aquatisch milieu;
- de toetsingswaarde deze waarde waarbij in geval van overschrijding bijkomend onderzoek noodzakelijk is om de aanvaardbaarheid van het terugstorten na te gaan en dit volgens het volgend stramien;
 - indien voor maximaal 2 parameters de toetsingswaarde met niet meer dan 50% overschreden wordt mag de baggerspecie teruggestort worden;
 - indien voor meer dan twee parameters de toetsingswaarde overschreden wordt of voor één parameter de toetsingswaarde met meer dan 50% overschreden wordt dient de betreffende partij aan bijkomend onderzoek onderworpen te worden door
 - een analyse van 3 bijkomende mengstalen voor alle individuele parameters. Naast de in Tabel 4-7 vermelde parameters betreft het inzake PAK's de 10 van OVAM, inzake EOX zijn dit aldrin, endrin, DDT en derivaten, endosulfan, HCH's, heptachloor(epoxide), HCB, di-, tri-, tetra-, penta- en hexachloorbenzeen, di- en pentachloorfenol;
 - indien de overschrijding bevestigd wordt, volgt een ecotoxicologische evaluatie van het impactrisico, rekening houdend met de karakteristieken van het ontvangend milieu.

De streef- en toetsingswaarden uit Tabel 4-7 gelden voor een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum. Deze waarden zijn overeenkomstig de gemiddelde waarden voor deze parameters thv de baggerplaatsen in de Beneden-Zeeschelde. De omrekening van gemeten concentraties naar deze standaardbodem dient volgens volgende formules te gebeuren:

- zware metalen :

$$N(x,y) = N(25,5) * ((A + B*x + C*y)/(A + B*25 + C*5))$$

Waarbij

N: streef- of toetsingswaarde voor de beschouwde component;

x: percentage lutum (ondergrens 3%);

y: percentage organisch materiaal (ondergrens 2%, bovengrens 30%);

A, B, C: coëfficiënten (VLAREBO, 1996), afhankelijk van de beschouwde parameter:

Parameter	A	B	C
Arseen	14	0,5	0
Cadmium	0,4	0,03	0,05
Chroom	31	0,6	0
Koper	14	0,3	0
Kwik	0,5	0,0046	0
Lood	33	0,3	2,3
Nikkel	6,5	0,2	0,3
Zink	46	1,1	2,3

- organische componenten :

$$N(y) = N(5) * y/5$$

Waarbij N: streef- of toetsingswaarde voor de beschouwde component;
y: percentage organisch materiaal (ondergrens 2%, bovengrens 30%).

4.2.2. Evaluatie

4.2.2.1. Waterbodem

De resultaten van de VMM meetcampagne in 1999 en 2000 in de Beneden-Zeeschelde werden getoetst aan deze criteria. Deze toetsingen werden in bijlage gevoegd. Hieruit bleek dat voor een aantal parameters een overschrijding van de toetsingswaarde vastgesteld werd. Een overzicht hiervan, met weergave van het percentage overschrijding, is weergegeven in Tabel 4-8.

Tabel 4-8: overzicht overschrijdingen van de toetsingswaarde (VMM, 1999; 2000)

Plaats	jan 1999	feb. 2000
Geul Kallosluis - afwaarts	PAK (35,5%)	-
Drempel van de Parel - rood	-	koper (25,3%)

De toetsing aan de toetsingswaarden geeft een indicatie inzake de ecotoxiciteit van de terug te storten specie. Uit Tabel 4-8 blijkt dat in de jaren 1999 en 2000 telkens slechts op één baggerplaats een overschrijding van de toetsingswaarden werd geconstateerd en dit voor telkens slechts één parameter. Bovendien bedroeg de overschrijding minder dan 50% zodat het in principe ecotoxicologisch verantwoord is deze specie terug te storten. Ter hoogte van de overige baggerplaatsen liggen de concentraties van alle geanalyseerde parameters onder de toetsingswaarde.

Verder dient opgemerkt te worden dat de gemiddelde concentraties van de parameters over de baggerplaatsen in de Beneden-Zeeschelde de streefwaarde benaderen voor arseen, cadmium en PCB's. De gemiddelde concentraties van chroom, kwik, lood, nikkel en zink liggen zelfs onder deze streefwaarde.

Naast de toetsing aan de criteria voor terugstorten werd ter vervollediging de gebaggerde specie vergeleken met de samenstelling van de ontvangende site. Hiertoe werd Tabel 3-18 vergeleken met Tabel 4-9, welke de concentratie van de verschillende parameters t.h.v. de baggerplaatsen weergeeft voor het jaar 2000, omgerekend naar een standaardwaterbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum.

Tabel 4-9: gemiddelde concentratie parameters thv de baggerplaatsen (VMM, 2000)

Parameter	gemiddelde concentratie (mg/kg)
Arseen	17,70
Cadmium	2,46
Chroom	56,46
Koper	59,98
Kwik	0,36
Lood	58,65
nikkel	17,48
Zink	255,87
som 10 PAK's	2,1
som 7 PCB's	0,03
Minerale olie	334,28
EOX	1,68

Een vergelijking van de cijferwaarden van Tabel 4-9 met de cijferwaarden van Tabel 3-18 toont aan dat de gemiddelde concentraties van de parameters t.h.v. de baggerplaatsen vergelijkbaar zijn met de concentraties t.h.v. de 'Plaat van Boomke – afwaarts' en 'Oosterweel'. Tov de overige losplaatsen liggen zij iets hoger, doch in dezelfde grootte-orde behalve voor zink. De concentratie aan zink ligt iets hoger t.o.v. de overige losplaatsen. Er dient evenwel opgemerkt te worden dat het gemiddelde concentraties betreft.

Bijgevolg kan geconcludeerd worden dat de gebaggerde specie teruggestort wordt op plaatsen met een vergelijkbare samenstelling inzake (an)organische stoffen. Bovendien wordt de stortplaats gekozen welke inzake lutumfractie het meest overeenstemt met de gebaggerde specie zodat de verstoring van de bodemstructuur t.h.v. de stortplaats geminimaliseerd wordt. De kwaliteit van de onderwaterbodem t.h.v. de losplaatsen neemt dus globaal gezien niet af door het lossen van de baggerspecie. Bijgevolg wordt het 'stand still'-principe gerespecteerd.

4.2.2.2. Waterkolom

De ecotoxicologische evaluatie van de impact van het terugstorten op de waterkolom volgt in feite uit de hoger toegelichte evaluatie van de waterbodem. De toetsingswaarden voor het sediment werden immers vastgelegd op basis van de evenwichtverdelingsmethode, zijnde het product van een ecotoxicologisch veilige waarde voor het aquatisch milieu met een verdelingscoëfficiënt tussen de fasen water en bodem. Deze ecotoxicologisch veilige waarde voor het aquatisch milieu stemt overeen met de laagste NOEC voor de verschillende organismegroepen, gereduceerd met een veiligheidsfactor die functie is van de beschikbare ecotoxiciteitsgegevens. Bijgevolg zijn de toetsingswaarden voor het sediment gebaseerd op aquatische concentraties die lager liggen dan de NOEC. Indien voldaan werd aan de toetsingswaarde impliceert dit dat de aquatische concentraties van de betrokken stof lager liggen dan de NOEC en bijgevolg geen nadelige effecten op de aquatische organismen veroorzaakt. Uit Tabel 4-8 bleek dat bovenstaande conclusie geldt voor alle parameters, behalve voor PAK's in 1999 en voor koper in 2000. Gelet op de beperkte overschrijdingen kan gesteld worden dat de veiligheidsfactor, toegepast op de NOEC, een voldoende marge biedt om deze overschrijdingen op te vangen.

4.3. Beschrijving van de effecten op ecologie

4.3.1. Inleiding

Het storten van baggerspecie kan verschillende effecten hebben op het natuurlijk milieu van de stortlocaties en het Beneden-Zeeschelde ecosysteem. Om inzicht te krijgen in de belangrijkste effecten van het terugstorten van baggerspecie wordt eerst een beknopte ingreep-effecten matrix opgesteld.

Bij het beoordelen van de effecten staat voorop dat een estuarium een dynamisch ecosysteem is. Een ecosysteem dat continue onderhevig is aan veranderingen welke worden gestuurd door een wisselwerking tussen biologie en fysica. Menselijk ingrijpen zal een ingrijpen zijn op het voorkomen, de grootte en de geschiktheid van bepaalde leefgebieden en daarmee op de biodiversiteit van het systeem, m.a.w. de soortenrijkdom.

De beschrijving en evaluatie van de effecten gebeurt op basis van de bestaande beschikbare gegevens. Bij de bepaling van de mogelijke effecten wordt vertrokken van een vastgelegde referentiesituatie. Deze wordt bepaald door het jaartal waarin de besluiten van de Vlaamse Regering van kracht werden m.b.t. de vastlegging van de Habitat¹⁰- en Vogelrichtlijngebieden¹¹.

Bij de eindbeoordeling van de effecten wordt bijzondere aandacht gegeven aan de mogelijke effecten op de gebieden, beschermd door de Habitat- en Vogelrichtlijngebieden. Mogelijke effecten op de voorkomende broedvogelsoorten van Bijlage I (zie deel 2.4) worden geëvalueerd. Prioritaire habitats komen niet voor binnen het studiegebied.

De mogelijke effecten worden tenslotte ook getoetst aan de algemene principes van het Natuurbehoudsdecreet nl. stand-still en voorzorgsprincipe. Bij de effectbeoordeling wordt expliciet de nadruk gelegd op de mogelijke effecten die de Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebieden (zullen) ondervinden.

4.3.2. Ingreep-effecten analyse

De werkzaamheden ten behoeve van het onderhoud van de Beneden-Zeeschelde kunnen opgedeeld worden in een aantal ingrepen. Deze ingrepen kunnen verder gesplitst worden in een aantal deelingrepen. In onderstaande tabel staan de hoofd-en deelingrepen in de eerste rijen vermeld. De ingrepen kunnen leiden tot een aantal mogelijke effecten die in de derde rij van de tabel staan. Op te merken valt dat bij de effectbespreking voornamelijk de nadruk gelegd zal worden op de mogelijke effecten van het terugstorten van de baggerspecie.

¹⁰ De procedure voor de aanduiding van de Habitatrichtlijngebieden is momenteel nog steeds lopende. Tweede fase van afbakening is afgerond op 10 juli 1998. Deze afbakening geldt nu als richtinggevend voor de beoordeling van de mogelijke effecten.

¹¹ Het Besluit van de Vlaamse Executieve van 17/10/1988 (BS, 29/10/88) bekrachtigt de aanwijzing van 23 beschermingszones in het kader van de Vogelrichtlijn. Zone 3.6, Schorren en polders van de Beneden-Zeeschelde ligt in het studiegebied. Ingevolge het B.V.I.R. van 23/06/98 (BS, 25/07/98) werd o.a. deze zone hertekend.

Tabel 4-10: Mogelijke ingreep-effectrelaties voor het baggeren en terugstorten van de baggerspecie.

Hoofdingreep	Baggerwerken voor onderhoudsbagger-werken	Transporten van baggerspecie	Storten van baggerspecie	
Deelingreep	Baggeren met sleepopperzuiger	Vaarbewegingen van de baggerschepen	Lossen van de baggerspecie	Bedekking van de bodem
Effect	Geluidsproductie	Geluidsproductie	Suspensie van bodemmateriaal in het water	Reliefwijziging
	Tegengaan sedimentatie in de geul	Visuele effecten van voorbijvarende schepen	Vertroebeling	Verhoogde sedimentatie
Effecten ecologie	Vertroebeling			Wijziging in substraatsamenstelling
	<ul style="list-style-type: none"> • Effecten van de verplaatsing van de zoet-zout gradiënt op de arealen van de ecoseries • Beperking door-zicht voor vogels • Effecten op primaire productie fytoplankton • Effecten op filtrerende organismen • Effecten op vissen 	Rustverstoring bij vogels en zeezoogdieren	<ul style="list-style-type: none"> • Beperking door-zicht voor vogels • Effecten op primaire productie fytoplankton • Effecten op filtrerende organismen • Effecten op vissen • Verandering waterkwaliteit (toxiteit, voedselrijkdom) 	<ul style="list-style-type: none"> • Begraven van benthische organismen • Verandering areaal ondiep waterzone, slikken en schorren

4.3.3. Beknopte effectbespreking

In dit deel zullen voornamelijk de effecten worden beschreven als gevolg van de stortactiviteiten. De effecten van het baggeren zijn sterk gering. Vertroebeling treedt hier slechts lokaal op ter hoogte van het baggerschip (overloop, ter hoogte van de baggerkop). Gezien de aanwezigheid van het troebelheidsmaximum in dit deelgebied van het Schelde-estuarium, worden de effecten slechts gering negatief beoordeeld (zie ook verder).

De effecten zullen worden beschouwd in het licht van het functioneren van groepen van organismen en op de verschuivingen in areaalgrootte van de leefgebieden. De effecten zullen enkel kwalitatief besproken worden. Geschikte basisgegevens ontbreken immers voor tal van aspecten (vb. Evolutie macrobenthos, verandering troebelheid, ...). Indien mogelijk wordt de kwalitatieve bespreking ondersteund door kwantitatieve gegevens.

Onderscheid bij de verdere bespreking van de effecten wordt gemaakt tussen enerzijds effecten van vaarbewegingen en anderzijds de effecten van het storten zelf.

4.3.3.1. effecten van vaarbewegingen.

De bagger- en stortwerkzaamheden leiden mogelijk tot verstoring van de aanwezige vogelpopulaties. Deze verstoring bestaat ten eerste uit een versturende invloed van de fysieke aanwezigheid van de baggerschepen en ten tweede uit een verstoring door geluid dat de baggerschepen produceren.

Bij fysieke aanwezigheid zal met name het aantal scheepsbewegingen verstorend werken op de fauna van een gebied. Bij vogels zal verstoring optreden wanneer het geluidsniveau van de baggerschepen boven de 60 dB(A) komt (Davidson & Rothwell, 1993). Rekening houdend met gegevens m.b.t. geluidsproductie van sleepopperzuigers ligt de geluidscontour van 60 dB(A) tussen de 300 en 500 meter van het schip (zie bijlage E4). Verder is het belangrijk rekening te houden met de duur van de overschreiding van een

bepaald geluidsniveau. Gebleken is tevens dat na verloop van tijd er een bepaalde gewenning optreedt van vogels aan geluidsverstoring. Bij vergelijking van de geluidscontouren van 60 dB(A) en de mogelijke verstoring van belangrijke vogelgebieden blijkt er een relatief grote overlap te zijn (zie bijlage). In vergelijking met het einde van de jaren '80 is (en zal) er slechts een beperkte toename van de stortfrequenties (zijn). Ten opzichte van het totaal aantal vaarbewegingen op de Beneden-Zeeschelde is het aantal vaarbewegingen door de baggerwerkzaamheden slecht heel gering (percentage < 5%¹²).

De mogelijke verstoring van de populaties t.o.v. de referentiesituatie (en rekening houdend met de andere verstoringbronnen) wordt dan ook neutraal tot gering negatief beoordeeld. Op te merken valt dat ter hoogte van het Paardenschor, het gebied met algemeen het laagste achtergrondgeluid, er in absolute cijfers een toename is van het aantal en soorten watervogels. Mogelijke verklaringen zijn de toename van het totaal aantal ganzen en migratie van soorten die oorspronkelijk voorkwamen op het Groot Buitenschor en het Galgenschor (zie Van den Bergh et al 1999). Tevens is er een stabilisatie tot toename van het aantal broedparen op het Paardenschor. De laatste twee jaar kwam zelfs de Kluut tot broeden op het Paardenschor (J. Maebe 2001) (zie bijlage E5).

4.3.3.2. Effecten van storten.

4.3.3.2.1 Effecten door baggerspecie in suspensie

Door baggerspecie in suspensie kan lokaal de troebelheid toenemen. Dit kan gevolgen hebben voor primaire productie, filterende organismen, vissen en zichtjagers.

Primaire productie van fytoplankton is afhankelijk van de beschikbaarheid van licht. Een maat hiervoor is de dikte of diepte van de eufotische zone, dit is de doordringingsdiepte voor licht waarbij nog productie optreedt. De lichtintensiteit neemt exponentieel af met de diepte. Primaire productie in de Beneden-Zeeschelde is de laagste van het Schelde-estuarium. Dit is voornamelijk te wijten aan de saliniteitsgradiënt (zie Van Damme et al, 1999) en de aanwezigheid van het troebelheidsmaximum in deze zone van het Schelde-estuarium. Het terugstorten van baggerspecie heeft waarschijnlijk een effect op de primaire productie. Het voortdurend in beweging houden van slib verhoogt de troebelheid en vermindert dus de primaire productie (Van Damme et al 1999). Het effect van het storten wordt echter zeer gering negatief begroot t.o.v. de referentiesituatie. Het aantal storten is immers niet drastisch toegenomen. Bovendien blijkt de verplaatsing van slib t.g.v. het baggeren/storten in grootte orde 20 tot 60 keer kleiner dan de 'natuurlijke' verplaatsing in dit deelgebied (zie *deel morfologie*).

Het effect op de filterende organismen van het terugstorten van het baggerslib t.o.v. de referentiesituatie is eveneens zeer gering. Slib filterende organismen bezitten algemeen een geringe aanpassingscapaciteit tegenover verhoogde concentraties zwevend stof. Algemeen komen deze organismen slechts in zeer geringe mate voor in de Beneden-Zeeschelde. Het macrobenthos wordt hier voornamelijk gedomineerd door sub-surface- en surface deposit feeders. Een mogelijke verklaring hiervoor kan waarschijnlijk gezocht worden in de aanwezigheid van het (natuurlijk) troebelheidsmaximum in dit deelgebied.

¹² Het aantal vaarbewegingen in het kader van de onderhoudsbaggerwerken bedraagt ongeveer 2000. Het aantal vaarbewegingen van zeeschepen is ongeveer 32.000. Ter hoogte van de verschillende sluizen worden ongeveer 20.000 vaarbewegingen genoteerd van binnenvaartschepen.

4.3.3.2.4 effecten door verandering van stromingspatroon en geomorfologie.

Door verandering van stromingspatroon en geomorfologie kan een verandering van zoet-zout gradiënt en een verandering van de grootte van de verschillende morfologische structuren optreden.. Belangrijke wijzigingen in zoet-zout gradiënt en de grootte van de morfologische structuren treden niet op door de onderhoudsbaggerwerken en stortingen (zie deel 4.1).

Schorregebieden in de Beneden-Schelde zijn over het algemeen vastgelegd door steenbestortingen. Een direct effect op de areaalgrootte is hier niet te verwachten. Het areaal slikken in de Beneden-Schelde is sinds 1987 afgenomen door de aanleg van de verschillende containerterminals t.h.v. het Groot Buitenschoor en het Galgenschoor. Ter hoogte van het Paardenschor is echter een relatieve aangroei van het slikkengebied waar te nemen.

Belangrijke opmerking: Ter hoogte van het Paardenschor staan op de afbakening van de Vogelrichtlijn en de Ramsargebieden twee eilandjes aangeduid, ongeveer ter hoogte van de stortlocaties. Die twee eilandjes zijn zandplaten die er tot einde van de jaren '60 waren. Begin van de jaren '70 zijn deze afgekalfd. Waarschijnlijk bestaat er een direct verband met de bouw van de pyloon V in het midden van de Schelde. De kaarten op basis waarvan de vogelrichtlijngebieden afgebakend zijn, betreffen kaarten van NGI (toen nog MGI). Deze zijn zeker voor de bathymetrie van de Schelde niet betrouwbaar, gezien de snelle veranderingen van de bathymetrie. Toen het besluit van de Vlaamse regering getekend werd (anno jaren '80) waren die twee eilandjes in werkelijkheid al vijftien jaar weg, Zij bevonden zich toen al een flink deel onder laagwater. (zie sectiekaart 1988 in bijlage E7) .

Ter hoogte van de andere stortplaats, Plaat van Boomke is er een ietwat grillig verloop van afkalving en aangroei waar te nemen (zie deel 4.1). De belangrijkste (breedste) slikkengebieden bevinden zich stroomafwaarts van dit gebied. Hier konden bij een terreinbezoek (26/03/01) ook een groot aantal vogelsoorten in relatief grote aantallen foeragerend opgemerkt worden (o.a. Tureluur, Kluut, Wulp, Bergeend, Wintertaling, kuifeend, ...). Ter hoogte van de Plaat van Boomke is de slikkenbreedte relatief klein en bovendien verstevigd met breuksteen. Ter illustratie wordt hieronder de situatie stroomafwaarts en ter hoogte van Boomke geïllustreerd aan de hand van twee foto's.



Foto 1: Voorbeeld van smalle slikplaat t.h.v. plaat van Boomke. Zone wordt gekenmerkt door een afwisseling tussen erosie en aangroei. (van voor 1980)



Foto 2: Voorbeeld van een brede slikplaat stroomafwaarts storting plaat van Boomke; Deze zone kent een lichte toename in oppervlakte.

De effecten op vissen zijn gering t.o.v. de referentiesituatie. De overmaat aan slib en de hoge concentraties gesuspenseerd materiaal veroorzaken algemeen een verstopping van de kieuwen waardoor sterfte optreedt bij larven van vissen. In de Beneden-Zeeschelde wordt algemeen een verbetering van het visbestand vastgesteld. Deze is voornamelijk te wijten aan de verbetering van de waterkwaliteit.

De effecten op zichtjagers hebben voornamelijk betrekking op het vangstsucces. Vertroebeling door het storten kan een directe of indirecte invloed hebben op het vangstsucces van zichtjagers. Direct, doordat vertroebeling het doorzicht vermindert en indirect, doordat de vispopulatie reageert op veranderende omstandigheden. Op basis van bestaande gegevens is het niet op te maken of de gebieden rond de stortplaatsen direct dienst doen als foerageergebied voor vb. Sterns, visdief ed. Over het algemeen maken deze soorten echter een zeer klein deel uit van het totaal aantal watervogels voorkomend op het Paardenschor. (gemiddelde indien waargenomen < 1-2% met een maxima van 8%). Bij een eerste analyse¹³ van de aantallen watervogels voor het Paardenschor, die in meer of mindere mate direct gebonden zijn aan het onderwatermilieu voor hun voedsel, over de tijd kan algemeen een licht stijgende trend waargenomen worden (zie bijlage). De opmerkelijkste vooruitgang in aantallen wordt opgemerkt bij de fuutachtigen (in het winterseizoen). Tevens kan over de laatste 20 jaar een relatieve toename van de steltlopers opgemerkt worden. In het laatste jaar werd voor de steltlopers op het Paardeschor een flinke piek genoteerd.

4.3.3.2.2 Effecten door gesedimenteerde baggerspecie

Het sedimenteren van baggerspecie kan lokaal leiden tot het begraven van bodemfauna en -flora ter hoogte van de stortlocaties. Indien het sediment verontreinigd is, kan dit eveneens een directe invloed hebben op de soortendiversiteit en densiteit.

Ten opzichte van de referentiesituatie kan een verbetering van de bodemfauna (zowel in densiteit als in diversiteit) in de Beneden-Zeeschelde vastgesteld worden. Deze is voornamelijk het gevolg van de verbetering van de waterkwaliteit. Er zijn onvoldoende (historische) gegevens momenteel beschikbaar om het lokale effect van het terugstorten te beoordelen t.o.v. de referentiesituatie.

In studies naar het macrobenthos in de Beneden-Zeeschelde wordt wel een verband gelegd tussen de aanwezige soorten en de fysische en chemische verstoring door het terugstorten van baggermateriaal. Ter hoogte van de stortlocaties wordt zeventig procent van de samples gedomineerd door soorten die een hoge tolerantiegraad hebben (H. Filiformis en Oligochatae) (Ysebaert et al 2000). In vergelijking met de twee andere belangrijke gebieden, het Groot Buitenschor en het Galgenschor, komt op het Paardenschor de grootste diversiteit en densiteit macrobenthos voor.

4.3.3.2.3 Effecten door het mogelijk vrijkomen van stoffen

Door het storten van baggermateriaal kan mogelijk lokaal de waterkwaliteit verslechteren door het vrijzetten van stoffen uit het baggermateriaal. Ecotoxicologisch zijn er geen aanwijzingen dat er directe effecten zijn op de aquatische organismen (zie deel chemische karakterisatie).

¹³ Bij de analyses werd bijvoorbeeld geen rekening gehouden met de weersomstandigheden, zoals dat algemeen wel gebeurt bij watervogelonderzoek.

Een laatste belangrijke morfologische eenheid m.b.t. ecologie is de ondiepe waterzone (zie deel 2.4). De uitgebreide analyse van deze zone gekarakteriseerd door de laagwaterlijn -2 wordt beschreven in deel 4.1. Ter hoogte van het Paardenschor werd in eerste instantie een relatieve aangroei van de zone ondiep water vastgesteld. De laatste 10 jaar is de ondiepe waterzone echter in geringe mate afgenomen. Ter hoogte van de Plaat van Boomke is er in eerste instantie een relatieve afname van de ondiepwaterzone vastgesteld. De afname van de ondiepwaterzone situeert zich echter voornamelijk ter hoogte van de minst interessante slikgebieden. Vervolgens was er stabilisering van de ondiepe waterzone.

4.4. Conclusies

Eerst en vooral dient opgemerkt te worden dat in de bespreking voornamelijk een analyse van de trends voor de laatste 10-20 jaar is gebeurd op basis van de bestaande gegevens welke niet werden verzameld met het oog op de bepaling van effecten van baggerwerken.

Het terugstorten van baggerspecie kan mogelijk een effect hebben op het ecosysteem (zie o.a. Van Damme et al.). Het definiëren van een referentiesituatie is niet evident. De referentiesituatie wordt hier bepaald door het jaartal waarin de besluiten van de Vlaamse Regering van kracht werden m.b.t. de vastlegging van de Habitat¹⁴- en Vogelrichtlijngebieden¹⁵. Het baggeren en terugstorten van specie ten behoeve van het onderhoud van de vaarweg is echter een proces dat gestart is in de 19^{de} eeuw en geïntensifieerd werd gedurende de laatste decades. Ten opzichte van de hier behandelde referentiesituatie is er echter geen grote negatieve verandering waar te nemen. Over de meeste diergroepen (voornamelijk benthos en vissen) en hun directe relatie met habitats is bovendien nog steeds onvoldoende wetenschappelijke kennis om een uitspraak te kunnen doen over de grootte van het mogelijk effect van het terugstorten van baggerspecie.

Uitgangspunten bij de eindbeoordeling van de effecten van het terugstorten van de baggerspecie vormen de basisprincipes van het natuurbehoudsdecreet nl. het stand-still principe en het voorzorgsprincipe. Algemeen kan gesteld worden dat de aanwezige ecologische waarden in de Beneden-Schelde en daarmee samenhangend de Habitat- en Vogelrichtlijngebieden geen noemenswaardige achteruitgang kennen die direct of indirect verband houdt met de onderhoudsbaggerwerken t.o.v. de referentiesituatie. Bij de uitvoering van de bagger- en stortingswerken wordt bovendien in de mate van het mogelijke rekening gehouden met de impact op het milieu (zie §2.3, beschrijving van de baggerwerken).

In onderstaande tabel wordt getracht op een synthetische manier de belangrijkste ecologische veranderingen van de laatste 20 jaar te geven, op basis van bestaande wetenschappelijk informatie. Onderscheid bij deze synthese wordt gemaakt tussen enerzijds de Beneden-Zeeschelde en anderzijds de specifieke stortlocaties.

¹⁴ De procedure voor de aanduiding van de Habitatrichtlijngebieden is momenteel nog steeds lopende. Tweede fase van afbakening is afgerond op 10 juli 1998. Deze afbakening geldt nu als richtinggevend voor de beoordeling van de mogelijke effecten.

¹⁵ Het Besluit van de Vlaamse Executieve van 17/10/1988 (BS, 29/10/88) bekrachtigt de aanwijzing van 23 beschermingszones in het kader van de Vogelrichtlijn. Zone 3.6, Schorren en polders van de Beneden-Zeeschelde ligt in het studiegebied. Ingevolge het B.V.I.R. van 23/06/98 (BS, 25/07/98) werd o.a. deze zone hertekend.

Tabel 4-11: Synthesetabel van de belangrijkste trends t.o.v. een bepaalde referentiesituatie voor een aantal abiotische en biotische indicatoren

Kenmerk/indicator	Referentie				Trend t.o.v. referentie ¹⁶		
	Referentie -jaar	Beneden- Zeeschelde	Stortlocaties		Beneden- Zeeschelde	Stortlocaties	
			PS	PB		PS	PB
Saliniteit	1992	Variabel	=	=	0	0	0
Troebelheid		Variabel	=	=	0	0	0
Waterkwaliteit (Prati)		4 - 8.4	=	=	+	+	+
Waterbodembkwaliteit					0/+	0/+	0/+
Oppervlakte ondiep water (ha) ¹⁷	1990	?	12.5	14.0	?	0/-	0/+
Oppervlakte slikken (ha) ¹⁸	1988	278.7	46.7	20	260.7	+	-
Oppervlakte schorren (ha) ¹⁹	1988	110.3	47.7	?	110.3	0	0
Diversiteit Macrobenthos	1980	Laag			+	?	?
Diversiteit Vissoorten		Laag			+	?	?
Diversiteit Watervogels ²⁰					+	+	? ²¹
Aantallen Watervogels ²²		+/-150.000			0	+	?

Verklaring van de symbolen

Referentiesituatie

?: geen gegevens rechtstreeks of onrechtstreeks beschikbaar

=: mogelijk zelfde kenmerken

Verandering t.o.v referentie

?: geen gegevens rechtstreeks of onrechtstreeks beschikbaar

0: geen verandering

-: verslechtering, achteruitgang

+: verbetering, vooruitgang

De abiotische omstandigheden in de Beneden-Zeeschelde zijn over het algemeen lichtjes verbeterd in de Beneden-Zeeschelde. Voornamelijk de waterkwaliteit verbeterde gevoelig

¹⁶ Met de verandering t.o.v. de referentie wordt een inschatting gemaakt van de trendverandering die ten opzichte van het referentiejaar zijn opgetreden. Er wordt hier geen direct verband gelegd met de vergunningsplichtige activiteit. In de tekst wordt de verandering en de relatie met de vergunningsplichtige activiteit besproken.

¹⁷ Zie deel 4.1

¹⁸ Van den Bergh et al 1998

¹⁹ Van den Bergh et al 1998

²⁰ Van den Bergh et al 1998

²¹ Gegevens m.b.t. het voorkomen van watervogels rond de Plaat van Boomke beslaan slechts voor de periode 1999-2001. Op basis van deze gegevens kan men dan ook weinig of geen conclusies trekken m.b.t. mogelijke trends.

²² Van den Bergh et al 1998

over de jaren. Ook de kwaliteit van de waterbodems verbeterde, maar enigszins gering. Ook ter hoogte van de stortlokaties kunnen deze positieve trends verwacht worden.

De natuurlijke troebelheid en saliniteit zijn belangrijke aspecten m.b.t. de ecologische ontwikkeling van het gebied. De positieve ontwikkeling voor macrobenthos en vissen, die waarschijnlijk voornamelijk te wijten is aan de verbetering van de waterkwaliteit, kan hierdoor afgeremd/verminderd worden. Ten opzichte van de referentiesituatie is er echter geen directe wijziging in de troebelheid en de saliniteit te verwachten. Er is immers geen grote toename van de baggerwerken en -stortingen t.o.v. de jaren '80 en de geregistreerde meetwaarden geven geen trends aan.

Het areaal schorren bleef op basis van de geïnventariseerde gegevens relatief constant. Het slikkengebied in de Beneden-Schelde nam licht af sinds 1970. Deze afname situeert zich voornamelijk ter hoogte van het Galgenschoor en Groot-Buitenschoor. Deze is te wijten aan de aanleg van de containerkades. Ter hoogte van het Paardenschor is er een lichte toename van het slikkenareaal. Een direct verband met de stortingen kon niet aangetoond worden. De afname van het slikkenoppervlak ter hoogte van de Plaat van Boomke kan hoogst waarschijnlijk gerelateerd worden aan externe omstandigheden. (zie deel morfologie). Algemeen kan ook gesteld worden de belangrijkste troef van dit deelgebied van het Schelde-estuarium, de schakelfunctie, behouden blijft.

Het effect op de hogere trofische niveau's van de stortingsactiviteiten is moeilijk in te schatten; Over het algemeen kan een verbetering of status quo vastgesteld worden. Ondanks de natuurlijke ongunstige omstandigheden in de Beneden-Zeeschelde is er een lichte verbetering van het macrobenthos en de vispopulatie. Waarschijnlijk heeft dit grotendeels te maken met de verbeterde waterkwaliteit.

De Beneden-Zeeschelde blijft internationaal gezien een belangrijke schakel voor watervogels. De aantallen blijven de laatste jaren relatief constant, terwijl de diversiteit toeneemt. Wel is er een bepaalde verschuiving in de watervogelpopulatie vast te stellen (zie deel 3.4). Voor het beheer en beleid zijn watervogels een interessante groep. Watervogels staan aan het eind van de voedselketen. Het maakt ze gevoelig voor veranderingen in het watersysteem wat ze een signaalfunctie geeft. De relatie met de lagere trofische niveau's of andere habitatkarakteristieken zijn echter momenteel nog onvoldoende onderzocht. Het storten van baggermateriaal heeft schijnbaar geen belangrijke invloed op de aantallen en diversiteit van de watervogels. Het Paardeschor wint immers de laatste jaren aan belangrijkheid binnen de Beneden-Zeeschelde zowel qua aantallen als qua diversiteit. Ter illustratie wordt in bijlage een overzicht gegeven van de trends voor de belangrijkste watervogelsoorten van de Beneden-Zeeschelde. Hierbij wordt eveneens een vergelijking gemaakt tussen de trends tussen de verschillende gebieden in de Beneden-Zeeschelde. Bijkomend zijn in de bijlage E6 de trends voor een aantal soortengroepen uitgezet in de tijd voor de belangrijkste gebieden in de Beneden-Zeeschelde.

Prioritaire habitats komen niet voor binnen de Beneden-Zeeschelde. Op de voorkomende soorten van Bijlage I van de Vogelrichtlijn konden geen direct negatieve effecten vastgesteld worden t.o.v. van de referentiesituatie. Opvallend is het broedsucces van de Kluut op het Paardeschor de laatste twee jaar t.o.v. de voorgaande jaren. Het aantal broedparen van Bruine Kiekendief en Blauwborst stabiliseert of neemt toe (zie bijlage E5).

Concluderend kan gesteld worden dat de beschikbare gegevens er op wijzen dat er geen directe negatieve impact van de storting van baggerspecie op de Vogelrichtlijn- en

Habitatrichtlijngebieden van de Beneden-Zeeschelde kan vastgesteld worden. Prioritaire habitats en broedvogelsoorten van Bijlage I worden niet aantoonbaar beïnvloed. Op basis van de inschatting van de lokale effecten kan aangenomen worden dat geen grensoverschrijdende effecten optreden van het storten t.o.v. de referentiesituatie. Een aantal mogelijke negatieve aspecten van het storten (o.a. troebelheid,..) zijn reeds 'van nature' (in veel grotere mate en gekenmerkt door grote variaties) aanwezig binnen dit deelgebied van het Schelde-estuarium. Een aantal mogelijke andere (veelal indirecte) effecten (op de hogere trofische groepen) konden binnen deze studie niet aangetoond worden. De ontwikkeling van de hogere trofische groepen is zelfs over het algemeen positief te noemen. Een mogelijke verklaring is de lichte vooruitgang van de milieukwaliteit t.o.v. de referentiesituatie. Meer bepaald is de positieve trend waarschijnlijk te wijten aan de verbetering van de waterkwaliteit.

5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

5.1. Samenvatting

De voorliggende studie is een "evaluatie-studie" van de milieu-effecten m.b.t. het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde (het aan het getij onderhevige riviergedeelte van het Scheldebekken tussen de Belgisch-Nederlandse grens en de Rupelmonding), rekening houdend met de instandhoudingsdoelstellingen van vogelrichtlijngebieden en habitatgebieden in de Beneden-Zeeschelde.

De studie werd uitgevoerd in het kader van de uitvoeringsverplichtingen van het Vlaams Gewest ingevolge de Europese richtlijn inzake het behoud van de vogelstand (Vogelrichtlijn) en de Europese richtlijn inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (Habitat-Richtlijn).

Het voorleggen van deze evaluatie-studie behelst een tegemoetkoming aan de bepalingen inzake meldingsplicht en rapporteringsverplichtingen van de Belgische bevoegde autoriteiten (in casu het Vlaamse Gewest) aan de Europese Commissie, overeenkomstig art. 6 van de Habitat-Richtlijn.

In deze studie wordt nagegaan welke de effecten zijn van de terugstortingen van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde op de habitat-gebieden en vogelrichtlijn-gebieden in de omgeving. Hoewel de grenzen van de stortplaatsen voor baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde buiten deze habitat- en vogelrichtlijn-gebieden vallen, dient nagegaan welke de effecten zijn van de terugstortingen die gebeuren in de omgeving van deze gebieden. Het betreft hierbij de habitat-gebieden en vogelrichtlijn-gebieden nabij de rivierzones *Schaar Ouden Doel*, *Plaat van Boomke* en *Punt van Melsele*, die gebruikt worden als stortplaatsen voor baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde.

In hoofdstuk 2 van de studie wordt een situering gegeven van het project, met name het storten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde (afkomstig van de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden-Zeeschelde). Hierin wordt eerst de historie van de baggerwerken geschetst (cfr. §5.2.1), vervolgens wordt het belang van de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde aangetoond voor de Vlaamse economie (cfr. §5.2.2).

De baggerwerken in de maritieme toegangsweg tot de haven van Antwerpen worden beschreven in §2.3. Deze concentreren zich in hoofdzaak op de plaatsen waar de rivier van nature het ondiepst is en met name op de drempels. De belangrijkste stortplaatsen in de Beneden Zeeschelde zijn de Schaar van de Ouden Doel en de omgeving van de Plaat van Boomke (Plaat van Boomke en Punt van Melsele). In de eerste zone wordt vooral de zandige specie gestort en op de tweede plaats de slibrijke specie. De gebaggerde volumes bedragen circa 2 miljoen m³ per jaar. Het betreft hier m³ in beun voor de zandige specie en equivalente m³ met een densiteit van 2t/m³ voor slibspecie. Deze laatste kunnen omgerekend worden naar ton droge stof door het equivalente volume te vermenigvuldigen met een factor 1,625 ton/m³. In situ is de densiteit echter veeleer 1,2 à 1,4 ton/m³ zodat het volume in situ 4 tot 5 maal groter is dan het equivalente volume dat gebruikt wordt voor de contractuele betalingen. De maximale baggervolumes kunnen een factor 2.5 hoger zijn dan de gemiddelde waarde die hier wordt aangegeven. De gestorte hoeveelheden bedragen eveneens circa 2 miljoen m³. Voor de zandspecie (gestort in de Schaar van Ouden doel) zijn dit de m³ die gemeten werden in het beun van het schip omdat het hier zandige specie betreft. Voor de Plaat van Boomke (en Punt

van Melsele) betreft het slibrijke specie die gemeten wordt in equivalente m^3 (omgerekend naar een standaard densiteit van $2 \text{ ton}/m^3$). Op deze plaats wordt er gemiddeld 200.000 equivalente m^3 gestort. Dit is 325.000 ton droge stof en ca 1 miljoen m^3 in situ. Opnieuw moet de aandacht getrokken worden naar de zeer grote variaties die kunnen optreden tussen de verschillende jaren. Een factor 5 tot zelfs 10 verschil ligt er tussen de minimale en maximale jaarlijkse hoeveelheid op één van de beide hoofdstortplaatsen in de rivier.

In paragraaf 2.3 wordt ingegaan op de basisprincipes die gehanteerd worden bij de planning van de baggerwerken en waarbij gestreefd wordt naar een minimale economische en ecologische impact. Vervolgens worden de bagger- en stortzones bondig beschreven, gevolgd door een beschrijving van de verschillende types baggertuigen die worden ingezet voor de realisatie van de onderhoudsbaggerwerken, meer bepaald de sleephopperzuiger die wordt ingezet voor het baggeren en storten van specie, de sweepbeam die wordt gebruikt voor het op diepte houden van de toegangsgeulen tot de sluizen en de milieusnijkopzuiger die op geregelde basis wordt ingezet voor het verwijderen van slib uit de toegangsgeul naar de Kallosluis. Vervolgens wordt een toetsing uitgevoerd van de gebruikte baggertuigen aan het BATNEEC-principe (Best Available Technology not Entailing Excessive Costs). Tenslotte is nagegaan welke alternatieven zouden kunnen overwogen worden voor het uitvoeren van de onderhoudsbaggerwerken. Het geheel van de besluiten betreffende de wijze van uitvoering van de bagger- en stortactiviteiten is samengevat in §5.2.4. De alternatieven zijn gebundeld in §5.2.6.

In hoofdstuk 3 is uitvoerig ingegaan op de systeembeschrijving in de Beneden-Zeeschelde, met aandacht voor het fysisch systeem bestaande uit de waterbeweging (stroomsnelheden, debieten, zoutvariaties), en de sedimenthuishouding. Met betrekking tot de sedimentbeweging wordt erop gewezen dat het natuurlijk slibtransport in de Beneden-Zeeschelde op jaarbasis circa 10 tot 30 miljoen ton bedraagt. Dit is de hoeveelheid droge stof aan slib die tijdens vloed naar opwaarts getransporteerd wordt. Evenzo wordt tijdens eb een vergelijkbare hoeveelheid slib naar afwaarts getransporteerd.

Vervolgens is de chemische karakterisatie van de waterbodem en de waterkolom tot reven, gevolgd door een bespreking van de ecologie in de Beneden-Zeeschelde (zie §5.2.3).

Tenslotte worden de effecten van de stortactiviteiten besproken op het fysisch systeem, met aandacht voor de morfologie, de turbiditeit en het zout-zoet regime in de Beneden-Zeeschelde. Vervolgens wordt een ecotoxicologische toetsing uitgevoerd voor de waterbodem en de waterkolom, gevolgd door een beschrijving van de effecten inzake ecologie. Deze zijn gebundeld in §5.2.5.

5.2. Conclusies

5.2.1. Historiek van de baggerwerken

De natuurlijke dieptes in het Schelde-estuarium zijn onvoldoend om een vrije scheepvaart te kunnen waarborgen voor de zeer grote en moderne internationale scheepvaart. Daarom werd de vaargeul tijdens de afgelopen 100 jaar en meer intensief tijdens de afgelopen 50 jaar systematisch aangepast aan de noden van de scheepvaart op elk ogenblik. Dit betekende dat de vaargeul op de meest kritische punten telkens werd verdiept in functie van de (scheepvaart)noden op dat ogenblik.

Echter gezien er in normale omstandigheden ook zeer grote volumes sedimenten in suspensie bewegen in het estuarium is de natuurlijke tendens er één van weerstand aan deze artificiële veranderingen zodat de verdiepte zones ook systematisch opnieuw aanzanden. Om de

breedte en diepte van de vaargeul naar de haven van Antwerpen te kunnen waarborgen zijn er permanente onderhoudsbaggerwerken noodzakelijk in de Westerschelde op Nederlands grondgebied en in de Beneden Zeeschelde op Belgisch grondgebied.

Op Belgisch grondgebied werd tijdens de afgelopen 115 jaar in het totaal reeds ca 195 miljoen m³ gebaggerd.

5.2.2. Belang van de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde voor de Vlaamse economie

De Vlaamse Scheldehavens vervullen een zeer belangrijke bijdrage in de creatie en het behoud van de Vlaamse welvaart. Maatstaven van dit economisch belang zijn het groeiende overslagvolume, en de werkgelegenheid en toegevoegde waarde die in de havens van Antwerpen en Gent gecreëerd worden.

Zeker in de laatste tien jaren heeft de groei van de maritieme overslag zich uitsluitend gesitueerd in het containervervoer. De overslag van bulkgoederen blijft ongeveer constant in absolute termen (ton), en ziet zijn aandeel in de totale overslag afnemen. Daar tegenover staat een groeiend belang van stukgoederen, die nu reeds zo'n 50% van het overslagvolume in de Scheldehavens uitmaakt (in vergelijking met slechts 30% in 1980). Binnen de stukgoederen stijgt het gecontaineriseerd aandeel snel, dat nu ongeveer op 60% staat (tegenover 20% in 1980).

Het groeiend belang van het stukgoedverkeer (en in het bijzonder containers) getuigt van de veranderende structuur van de wereldeconomie en van de overeenkomstig veranderende rol van de zeehavens in de Europese (en ook Vlaamse) economieën. Van aanvoerhaven voor grond- en energiestoffen worden zij meer en meer knooppunten in de internationale handel in afgewerkte producten tussen geïndustrialiseerde landen. Deze ontwikkeling is het gevolg van een aantal fundamentele trends in de wereldeconomie, waarvan de dalende materiaal- en energie-intensiteit van hoogontwikkelde economieën en de toenemende globale economische integratie de belangrijkste zijn.

Voldoende diepte in de toegangsgeul, om de haven van Antwerpen voor de scheepvaart toegankelijk te houden, is primordiaal om haar functie als toegangspoort te kunnen blijven vervullen.

5.2.3. Systeembeschrijving Beneden-Zeeschelde

Het tijgebonden deel van de Schelde omvat de Westerschelde en de Zeeschelde en bestaat uit een estuarium en een tijrivier. Een estuarium is een zeearm waarin zoet- en zoutwater meetbaar met elkaar vermengd worden. Deze definitie is ietwat onduidelijk vermits de grens tussen zoet- en zoutwater voortdurend in beweging is.

De zout-, brak- en zoetwaterslikken, de platen en geulen vormen een unieke omgeving voor diverse leefgemeenschappen. Het bestaan van deze ecosystemen is het gevolg van de complexe interactie tussen verschillende fysische fenomenen zoals de hydrodynamica, de saliniteitsverdeling, het sedimenttransport (troebelheid), het gehalte aan opgeloste nutriënten en het zuurstofgehalte.

De Beneden Zeeschelde is hoog dynamisch en wordt gekarakteriseerd door een zeer grote variatie inzake zoutgehalte, temperatuur, stroomsnelheden, sedimentconcentratie en turbiditeit, zowel van plaats tot plaats als gedurende een getij en gedurende de cyclus der seizoenen.

De antropogene aanvoer van stoffen uit lozingen leidt tot een accumulatie van pollutanten vooral in de cohesieve sedimenten. Door deze accumulatie zijn vooral de schorren en slikken en de toegangsgeulen naar de sluizen getroffen, waar de stroomsnelheden gering zijn en het cohesief sediment bij voorkeur neerslaat.

5.2.4. De uitvoering van de baggerwerken

De bagger en stortactiviteiten vinden plaats in gebieden van de Beneden-Zeeschelde, die corresponderen met de morfologische eenheid "geul". Wat betreft het inzetten van de verschillende baggertuigen kan gesteld worden dat de selectie van de tuigen gebeurt op basis van een economische en ecologische afweging. De keuze ervan wordt permanent opnieuw in overweging genomen om op deze wijze steeds de meest geschikte tuigen te gebruiken voor de onderhoudsbaggerwerken in de Benenden Zeeschelde. Het BATNEEC-principe (Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs) wordt hier ten volle toegepast

Samengevat kan het huidige systeem als volgt beschreven worden:

- Bij de sturing van de baggerwerken wordt gebruik gemaakt van moderne meettechnieken ter controle van de waterdieptes voor en na de baggerwerken. De keuze van de stortzones wordt gemaakt mede op basis van eco-morfologische overwegingen om enerzijds het natuurlijk evenwicht van de rivier te behouden en anderzijds de hoeveelheden onderhoudsbaggerwerk te beperken.
- In het verleden was het grootste deel van de onderhoudsbaggerspecie in de Beneden Zeeschelde niet-verontreinigd zand dat afkomstig is van de drempels. Tijdens de laatste jaren is er eerder een tendens van verslibbing waarneembaar waarbij er ook belangrijke hoeveelheden slib gebaggerd worden op de drempels. In hoeverre dit een blijvend probleem is zal tijdens de komende jaren moeten bevestigd worden.
- De zandige specie wordt gebaggerd met sleephopperzuigers die een (beperkte) overvloed toelaten maar waarbij het zand vrijwel onmiddellijk bezinkt in de baggerzone. Het ganse baggerproces wordt op permanente wijze en in detail gecontroleerd door het automatisch registratiesysteem BIS waardoor een scherpe controle van baggerhoeveelheden, baggerdiepte, baggerzone en stortzone mogelijk is.
- De aanslibbingen in de rivier worden eveneens gebaggerd met sleephopperzuigers. Echter nu zonder dat er overloop wordt toegelaten tijdens het baggerproces. Hierdoor is er geen creatie van extra suspensie in de baggerzone. De specie wordt veelal gestort op de Plaat van Boomke waar het in een van nature slibrijke zone terechtkomt en op korte of lange termijn door de natuurlijke erosie en transportprocessen opnieuw verspreid wordt in het estuarium. Ook hier is een gedetailleerde controle aanwezig middels het BIS systeem.
- De aanslibbingen in de toegangsgeulen zijn in het algemeen iets meer verontreinigd (door concentratie van de verontreinigingen op de fijnste deeltjes in suspensie) en worden snel na hun afzetting terug naar de rivier verplaatst door middel van de sweepbeams. Hierdoor wordt het sediment terug naar zijn origine verplaatst zonder dat het boven water komt.
- Een deel van de aanslibbingen uit de toegangsgeul (naar de Kallosluis) wordt met een milieusnijkopzuiger opgebaggerd en naar de onderwatercellen in de Waaslandhaven verpompt²³. Dit tuig is één van de meest milieuvriendelijke tuigen voor het baggeren en verpompen van slib (weinig turbulentie, gesloten transportsysteem, nauwkeurige positiecontrole,...). De volumes die op deze wijze verwijderd worden zijn beperkt door de bergings- en de verwerkingscapaciteit aan land.

5.2.5. Effecten van de onderhoudsbaggerwerken

De abiotische omstandigheden in de Beneden-Zeeschelde zijn over het algemeen lichtjes verbeterd in de Beneden-Zeeschelde in het laatste decennium. Voornamelijk de waterkwaliteit verbeterde gevoelig over de jaren. Ook de kwaliteit van de waterbodems

²³ De laatste bergingscampagne in de onderwatercellen van de Waaslandhaven werd beëindigd op 30/3/2001

verbeterde, maar enigszins gering. Ook ter hoogte van de stortlokaties kunnen deze positieve trends verwacht worden.

De natuurlijke troebelheid en saliniteit zijn belangrijke aspecten m.b.t. de ecologische ontwikkeling van het gebied. De positieve ontwikkeling voor macrobenthos en vissen, die waarschijnlijk voornamelijk te wijten is aan de verbetering van de waterkwaliteit, kan hierdoor afgeremd/verminderd worden. Ten opzichte van de referentiesituatie is er echter geen directe wijziging in de troebelheid en de saliniteit te verwachten.

Het areaal schorren bleef op basis van de geïnventariseerde gegevens relatief constant. Het slikkengebied in de Beneden-Schelde nam licht af sinds 1970. Deze afname situeert zich voornamelijk ter hoogte van het Galgenschoor en Groot-Buitenschoor. Deze is te wijten aan de aanleg van de containerkades. Ter hoogte van het Paardenschor is er een lichte toename van het slikkenareaal. Een direct verband met de stortingen kon niet aangetoond worden. De beperkte afname van het slikkenoppervlak ter hoogte van de Plaat van Boomke in de periode 1980-1990 kan hoogst waarschijnlijk gerelateerd worden aan externe omstandigheden. Algemeen kan ook gesteld worden de belangrijkste troef van dit deelgebied van het Schelde-estuarium, de schakelfunctie, behouden blijft.

Het effect op de hogere trofische niveau's van de stortingsactiviteiten is moeilijk in te schatten; Over het algemeen kan een verbetering of status quo vastgesteld worden. Ondanks de natuurlijke ongunstige omstandigheden in de Beneden-Zeeschelde is er een lichte verbetering van het macrobenthos en de vispopulatie. Waarschijnlijk heeft dit grotendeels te maken met de verbeterde waterkwaliteit.

De Beneden-Zeeschelde blijft internationaal gezien een belangrijke schakel voor watervogels. De aantallen blijven de laatste jaren relatief constant, terwijl de diversiteit toeneemt.

Het storten van baggermateriaal heeft schijnbaar geen belangrijke invloed op de aantallen en diversiteit van de watervogels. Het Paardeschor wint immers de laatste jaren aan belangrijkheid binnen de Beneden-Zeeschelde zowel qua aantallen als qua diversiteit.

Concluderend kan gesteld worden dat de beschikbare gegevens er op wijzen dat er geen directe negatieve impact van de storting van baggerspecie op de Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden van de Beneden-Zeeschelde kan vastgesteld worden. Prioritaire habitats en broedvogelsoorten van Bijlage I worden niet aantoonbaar beïnvloed. Aangezien er geen lokale effecten optreden, treden er dan ook geen grensoverschrijdende effecten op van het storten t.o.v. de referentiesituatie. Een aantal mogelijke negatieve aspecten van het storten (o.a. troebelheid,..) zijn reeds 'van nature' (in veel grotere mate en gekenmerkt door grote variaties) aanwezig binnen dit deelgebied van het Schelde-estuarium. Een aantal mogelijke andere (veelal indirecte) effecten (op de hogere trofische groepen) konden binnen deze studie niet aangetoond worden. De ontwikkeling van de hogere trofische groepen is zelfs over het algemeen positief te noemen. Een mogelijke verklaring is de lichte vooruitgang van de milieukwaliteit t.o.v. de referentiesituatie. Meer bepaald is de positieve trend waarschijnlijk te wijten aan de verbetering van de waterkwaliteit.

5.2.6. Alternatieven

Met betrekking tot de uitvoering van de onderhoudsbaggerwerken werden mogelijke alternatieven onderzocht.

Het inzetten van andere types baggertuigen (stationaire zuiger of agitatieuigen) zou tot een grotere impact leiden (zowel inzake veiligheid als milieu)

Het gebruik van infrastructurele ingrepen (bv. bijkomende leidammen) kan het baggervolume beperken, maar is op zich een zware ingreep die het morfologisch en ecologisch evenwicht drastisch zou kunnen verstoren, met significante effecten op de slikken en de schorren.

De berging aan land van de onderhoudsbaggerspecie is onmogelijk gezien de grote hoeveelheden die dienen geborgen te worden en de zeer beperkte beschikbaarheid van mogelijke bergingsterreinen.

De berging in de rivier biedt geen mogelijkheden voor meer geschikte stortlocaties dan de huidige.

Het inrichten van depots op de platen geeft aanleiding tot grote morfologische wijzigingen en wordt bijgevolg uitgesloten.

Onderwaterberging in depots in de onderwaterbodem in de rivier is uitgesloten, gezien de natuurlijke sedimentatie.

Concluderend kan worden gesteld dat alternatieven niet voor hande zijn voor de huidige uitvoeringswijze, maar gedetailleerde opvolging van het volledige baggerproces en de verdere optimalisatie in functie van de technologische vooruitgang is een noodzaak.

6. LITERATUURLIJST

- Anselin A. & E. Kuijken** (1995). Speciale beschermingszones voor het Vlaams Gewest, in uitvoering van de Habitat Richtlijn 91/43/EEG. *Rapport I.N 95.20*.
- A.Z.** (1993). Zeeschelde, Temperatuur en zoutgehalte 1986-1990. *Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Antwerpse Zeehavendienst*, Rapport Nr. AZ. 93/05.
- A.Z.** (1978). Beneden Zeeschelde, Drempel van Oosterweel Stroom- en debietsmetingen Deel II. *Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Antwerpse Zeehavendienst*, Rapport Nr. AZ. 78-6.
- A.Z.** (1977). Beneden-Zeeschelde Drempel van Oosterweel Stroommetingen Rapport Nr. AZ 77/7 en 8
- Bastin A. en H. Belmans** (1988). A new bottom composition map of the river Scheldt and the general use of a fast method to chart the composition of sea- and riverbottoms for the study of siltation problems. *KVIV, 9th Int. Harbour Congress.*
- Belmans, H.**, (1988) Verdieping-en onderhoudsbaggerwerken in Wester-en Zeeschelde, *Tijdschrift Water november 1988*
- Callebaut, K. & Vanhaecke, P.** (2000). Uitwerken vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs. *Eindrapport, opgesteld in opdracht van AWZ, Afdeling Maritieme Schelde, 129p.*
- Claessens, J., Van de Velde, Ph., Smits, J.** (1998) A Dredging Information System for the River Scheldt *WODCON Las Vegas (World Dredging Conference)*
- Claessens, J., Marain, J.**, (1988) Access channel to the Kallo lock, research of alternative dredging methods, *KVIV, 9th Int. Harbour Congress, pp 4,189-4,200*
- Claessens J.** (1975). Nota betreffende de berekening van het slibdebiet te Oosterweel op 24.11.70 en 01.12.70.
- Claessens J. & L. Meyvis** (1994). Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1981-1990. *Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Antwerpse Zeehavendienst.*
- Criel B., Muylaert W., Hoffmann M., De Loose L., Meire P.** (1999) Vegetatiemodellering van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. *Rapport AMIS DS7.2, Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Departement Plantkunde, Gent, 92p.*
- De Block M, P. Meire, M. Hoffman & T. Ysebaert** (1998). Ecologische studie Containerkaai/dok-west (Waaslandhaven): Onderzoek naar de ecologische effecten van de aanleg van een containerdok langs de Linker Schelde-oever nabij Doel, en de mogelijkheden voor het inpassen van een natuurontwikkelingsplan in en rond de Waaslandhaven. Studie in opdracht van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98.12.*
- De Deckere E. & P. Meire**, (2000). De ontwikkeling van een streefbeeld voor het Schelde-estuarium op basis van de ecosysteemfuncties, benaderd vanuit de functie natuurlijkheid. *Universitaire Instelling Antwerpen, Antwerpen.*
- De Neve L., T. Ysebaert, P. Meire & E. Kuijken** (1998) Het macrobenthos van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde (1996-1997). *Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/17, Brussel.*
- Devos, K., P. Meire, T. Ysebaert & E. Kuijken** (1991) Watervogels in Vlaanderen tijdens het winterhalfjaar 1995/1996. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud 97/19, Brussel*
- Devlieger** (2000).. Fysico-chemische analyse van 6 locaties in de Beneden-Zeeschelde, in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AWZ Afdeling Maritieme Schelde *Analyseverslag K00.4208.*
- Dyer K.R.** (1995). Sediment transport processes in estuaries. *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology*, 53 (ed. G.M.E. Perillo), 423-449

Dyer K.R. (1986). Coastal and estuarine sediment dynamics. *Wiley Interscience Publication, J. Wiley & Sons*. 342p.

Fettweis, M., T. Ysebaert, M. Sas & Meire P., (1999). Sedimentologische en biologische processen en de erosiegevoeligheid van cohesieve sedimenten op enkele slikken in de Beneden Zeeschelde. te verschijnen in *Water*.

Fettweis M., M. Sas & J. Monbaliu (1998). Seasonal, neap-spring and tidal variation of cohesive sediment concentration in the Scheldt estuary, Belgium. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47, 21-36.

Fettweis M., T. Ysebaert, M. Sas & P. Meire (1998b) Hydraulisch-Sedimentologisch Onderzoek: Deelrapport 3: In situ metingen van de erosiegevoeligheid van slib in de Beneden Zeeschelde, Winter en zomercampagne. IMDC en IN rapport, *I/RA/11128/98.005/WFE*.

Fettweis M., M. Sas, J. Monbaliu & E. Taverniers (1997). Langdurige meting van slibconcentratie, saliniteit en temperatuur te Prosperpolder (Beneden Zeeschelde). *Water*, Nr. 92, 15-26.

Fettweis M. (1995). Modelling currents and sediment transport phenomena in shelf seas and estuaries. *Doctoraatsthesis, KULeuven*, 253p.

Fettweis M. en M. Sas (1994). De complexe stroming in de toegangseuvel van de Zandvliet- en Berendrechtshuis: Inzicht via metingen en modellering. *Water*, Nr. 77, 109-116.

Fettweis M., M. Sas en L. Meyvis (1994). Analyse van stroom- en sedimentmetingen ter hoogte van de Drempel van Zandvliet (Schelde). *Water*, Nr. 76, 88-99.

Francken, F., Wartel, S., Parker, R., (2000) Bepaling van de hoeveelheid slib in de Beneden Zeeschelde, *Rapport IN*

IADC-CEDA guides *Environmental aspects of Dredging* :

Guide 1 : Bouwman, J., Noppen, H., Players, Processes and Perspectives,

Guide 2 : Paipai, E., Burt, N.T., Fletcher, C., Conventions, Codes and Conditions; Marine Disposal and Land Disposal,

Guide 3 : Peddicord, R.K., Dillon, T.M., Investigation, Interpretation and Impact,

Guide 4 : Smits, J., Machines, Mitigation and Monitoring,

Guide 5 : Csiti, A., Burt, T.N., Reuse, Recycle or Recolocate,

Guide 6 : Jensen, A., Mogensen, B., Effects, Ecology and Economy,

Guide 7 : Bray, N., Frameworks, Philosophies and the Future.

IMDC (1999). Containerdok West, hydraulisch-sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 7a : Langdurige Stroom- en Sedimentmeting: ruwe data en 7b Langdurige Stroom- en Sedimentmeting: Analyse van de resultaten IMDC rapport *I/RA/11128/99.001/FDK*.

IMDC (1998). Containerdok West, Hydraulisch-sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 4: Laboratoriummetingen van de Erosiegevoeligheid van slib uit de Beneden Zeeschelde. *IMDC rapport I/R/11128/98.030*

IMDC (1998b) Containerdok West, Hydraulisch-sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 5 Detailonderzoek tijdok, *I/R/11128/97.040/MFE*

IMDC-IN (1998c) Containerdok West, Hydraulisch-sedimentologisch onderzoek Deelrapport 3: In situ metingen van de erosiegevoeligheid van slib in de Beneden Zeeschelde *I/RA/11128/98.005/WFE*

IMDC (1998d) Baggercampagne Brabo 1998 Kallosluis Bepalen van de in situ densiteit, *I/R/180334/98.055/FDK*

IMDC (1997), Snelheidsvelden Beneden-Zeeschelde Saeftinghe Doel Springtij-Doodtij Dieptegemiddelde snelheden, *I/R/11132/97.019/MFE*

IMDC-WLB (1996) Containerkaai-dok West Oriënterend hydraulische-sedimentologisch onderzoek Nota betreffende de onderhoudsbaggerwerken, *I/R/PR11103/96.001/MSA*

IMDC (1995) Waaslandhaven – berging van baggerslib in overdiepten (cellen) in het Doeldok (Beveren Waas), *MER rapport I/R/11101/95.021/BFO*

IMDC-WLB (1995) Containerkaai-dok West Oriënterend hydraulische-sedimentologisch onderzoek Deelrapport 2: 3D modelonderzoek, *I/R/PR11103/95.023/MSA*

- IMDC-WLB** (1994). Containerkaai Noord - hydraulisch en sedimentologisch onderzoek. Langdurige turbiditeitsmeting, Augustus 92 - December 93. *Rapport IMDC*.
- IMDC** (1994) Slibbaggeren met de Brabo. Bepaling van hoeveelheden, *IMDC rapport nr 17049-94.161*
- IMDC** (1993a). Gedrag van particulier materiaal in het Schelde-estuarium. *Eindrapport in opdracht van de BMM (Ministerie van Volksgezondheid)*.
- IMDC** (1993b). Diepte- en stroommeting watervang kerncentrale Doel, 24-25 november 1993. *Rapport IMDC*.
- IMDC-WLB** (1993c). Containerkaai Noord -hydraulisch en sedimentologisch onderzoek. Stormtij. *Rapport IMDC*.
- IMDC-WLB** (1993d). Interactie tussen de Containerkaai Noord en de toegangsgeul Zandvliet-Berendrecht. Hydraulisch-sedimentologisch onderzoek. *Eindrapport. IMDC rapport 1166-93.12.12*.
- IMDC-WLB** (1993e). Containerkaai Noord, hydraulisch-sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 9: Stroom- en sedimentmeting 13/06/1991. *IMDC rapport*.
- IMDC** (1993f) Gedrag van Particulair materiaal in het Schelde-estuarium, *IMDC rapport uitgevoerd voor BMM Ref. BH/90/35*
- IMDC** (1993g) Slibbaggeren met de Brabo. Bepaling van hoeveelheden, *IMDC rapport nr 1735-93.06.01*
- IMDC-WLB** (1992). Containerkaai Noord, hydraulisch-sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 2: Stroom- en sedimentmeting 04/10/1990. *IMDC rapport 1166-92.01.04-05*.
- IMDC-WLB** (1992b) Containerkaai Noord – Hydraulische en sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 7: Morfologisch onderzoek zand *IMDC rapport nr. 1166-93.12.06*
- IMDC** (1991). Onderwaterberging Proefproject 3 Het Waaslandkanaal *Interim Rapport IMDC*
- IMDC** (1990). Tunnel Liefkenshoek. Analyse Stroom- en sedimentmetingen. *IMDC Rapport*.
- IMDC** (1990b). Rivierbodemsanering en landschapsbouw. Het nuttig gebruik van baggerspecie uit de Antwerpse regio. *IMDC Rapport Nr. 129-90.10.02*.
- IMDC** (1990c). Gecontroleerde capping onder het Doeldok *Rapport IMDC*
- IMDC** (1990d). Gecontroleerde capping Proefproject 2 Het Waaslandkanaal *Rapport IMDC*
- IMDC** (1989a). Tunnel Liefkenshoek. Onderzoek betreffende de morfologische factoren. Langdurige stroom- en sedimentmeting. *Rapport IMDC Nr. 138-89.11.06*.
- IMDC** (1988). Een tweede containerterminal langs de Schelde. *IMDC Rapport Nr. 131-88.12.12*.
- IN** (2001). Boot -watervogeltellingen 1999 -2000
- Kuijken E.** (1999). Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. *Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel. xx, 250 pp.*
- Maebe J.** (2001) Watervogeltellingen Schor Ouden Doel 09/00 tot 03/01.
- Maebe J.** (2001) Broedvogeltellingen Schor Ouden Doel 1995-2000.
- Meire P., Starink M., Hoffmann M.** (1997) Integratie van ecologie en waterbouwkunde in de Zeeschelde: aanleiding tot en situering van het Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaphan (OMES). *Water, 95, 147-165*.
- Meire P., M. Hoffmann en T. Ysebaert (Ed.)** (1995). De Schelde, een stroom natuurtalent. *Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Ministerie voor Verkeer en Waterstaat en Zeeuwse Milieufederatie*.
- Meire P., Rossaert G., De Regge N., Ysebaert T., Kuijken E.** (1992) Het Schelde-estuarium: Ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. *IN-Rapport nr. A 92.57, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 150p.*
- Otto L., J.T.F. Zimmerman, G.K. Furnes, M. Mork, R. Saetre en G. Becker** (1990). Review of the physical oceanography of the North Sea. *Neth. J. of Sea Research, 26(2-4), 161-238*.
- Peters J.J. & A. Sterling** (1976). Hydrodynamique et transport de sédiments de l'estuaire de l'Escaut. In: Project Zee, Eindverslag, Boekdeel 10: Het Schelde Estuarium ,eds. J.C.Nihoul & R.Wollast. 1-70

- Peters J.J.** (1975). Les mécanismes de mélange des eaux dans l'estuaire de l'Escaut. *Annales des Travaux Publics de Belgique*, No. 2.
- Pond S. en G.L. Pickard.** (1986). Introductory dynamical oceanography. *Pergamon Press*, 329p.
- Projectteam Ltv**, (2000). Samenvattingen onderzoeken, audit en second opinions morfologie, natuurlijkheid, toegankelijkheid en veiligheid Langetermijnvisie Schelde-estuarium. *Rapport RA/00-441A, Resource Analysis, Delft*.
- Resource Analysis**, (2000). Analyse van omgevingsfactoren. Werkdocument ten behoeve van de voorbereiding Langetermijnvisie Schelde-estuarium. *Rapport RA/00-407, Resource Analysis, Delft*.
- Salomos,W., Eysink, W.D.,** (1981) Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the Southern North Sea, IN: Nio S.D., Shuttenshelm R.T.E. en Van Weering T.C.E., Holocene marine sedimentation in the North Sea basin. *Special publication nr. 5 of the International Association of Sedimentologists, Blackwell Scientific Publications*, 429 - 450
- Sas M. en J. Claessens** (1988). The impact of flow pattern and sediment transport on the maintenance dredging in the Kallo access channel. *KVIV 9th Int. Harbour Congress*. 4.111-4.120.
- Sas M.** (1989). The recognition and simulation of silt transport in the Kallo access channel. In: *Progress in Belgian Oceanographic Research* (Ed. G. Pichot). Diensten van de Eerste Minister, Wetenschapsbeleid.
- Slinger , J.,** (2000). The link between morphology and ecology in the Long Term Vision for the Schelde Estuary. A conceptual framework and preliminary results. *Rapport RA/00-430, Resource Analysis, Delft*.
- Standaert,P., Claessens,J., Marain,J., Smits,J.,** (1993). The scoop dredger, a new concept for silt removal *Ceda Dredging Days*
- UNESCO** (1991), Processing of Oceanographic Station Data
- Van Damme, S.; Meire, P.** (2001). Het Schelde-estuarium als filter: een bioreactor van stofstromen. *De Levende Natuur* 102(2): 48-51
- Van Damme, S., Ysebaert, T., Meire, P. & Van Den Bergh, E.,** 1999. Habitatstructuren, waterkwaliteit, en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud* 99/24, Brussel.
- Van Damme, S., P. Meire, H.Maeckelberghe, M.Verdievel, L.Bourgoing, E. Taverniers, T.Ysebaert, G. Wattel** (1995) De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water* 85: 244-256.
- Van Den Bergh, E., Meire P., Hoffmann M., Ysebaert T.** (1999) Natuurherstel Zeeschelde: drie mogelijke inrichtingsvarianten. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN-99.18, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel*, 156 p.
- Van Den Bergh, E., T. Ysebaert, P. Meire & E. Kuijken** (1998) Voorkomen van watervogels in de internationaal beschermde gebieden van de Beneden Zeeschelde: trends 1980-1997. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud* 98.18, Brussel.
- Van Leussen W.** (1994). Estuarine macroflocs and their role in fine-grained sediment transport. *PhD thesis, Universiteit Utrecht*. 488p.
- Van Oevelen, D., E. Van Den Bergh, T. Ysebaert & P. Meire,** (2000). Literatuuronderzoek naar estuariene herstelmaatregelen. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN.R. 2000.4, Brussel*.
- Van Oevelen, D., E. Van Den Bergh, T. Ysebaert & P. Meire,** (2000). Literatuuronderzoek naar Ontpolderingen. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud In.R. 2000.7, Brussel*.
- Van Waeyenberge, J., A. Anselin & P. Meire** (1999) Aantallen, verspreiding en ecologie van de broedvogels in de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN 99.16*
- Verlaan P.A.J.** (1998), Mixing of marine and fluvial particles in the Scheldt estuary. *PhD thesis Technische Universiteit Delft*. 205p.

- VIBNA** (Vereniging van Industriële Bedrijven van Noord-Antwerpen) (1999). Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater: stand van zaken 29/12/99. Secretaris J-M. Claereboudt, Esso Belgium, Haven 447, Polderdijkweg 3, 2030 Antwerpen.
- VLAREBO** (1996). Vlaams reglement betreffende de bodemsanering – VLAREBO. OVAM, publicatienummer: D/1996/5024/5, 63 p.
- VMM** (2000). Chemische analyse losplaatsen baggerspecie Beneden-Zeeschelde. Afdeling Meetnetten en Onderzoek, cdvp Laboratorium.
- VMM** (1999a). De chemische kwaliteit van baggerspecie in de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde. Campagne 12-1999.
- VMM** (1999b). Jaarverslag meetnet oppervlaktewater 1999. Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling Meetnetten en Onderzoek.
- Wagemans F., Condaro J. & Van Ginhoven** (2001) Watervogeltellingen Galgenschoor en Groot Buitenschoor 2000 –2001.
- Wartel, S., van Eck, M.**, (2000) Slibhuishouding van het Schelde estuarium, *IN- RIKZ*
- Wartel, S., Chen, M.**, (2000b) Bepaling van de verhouding marien – fluviatiel slib in de Beneden Zeeschelde in het voorjaar van 1998, rapport *IN*
- Wartel, S., Parker, R., Francken, F.**, (2000c) Bepaling van de sedimenttypes en opstelling van een lithologische kaart van de Beneden-Zeeschelde, *rapport IN*
- Wartel S., Francken F.** (1998) Sedimenttransport en sedimentatieprocessen in de Schelde tussen Zandvliet en Gent: sedimentatieprocessen op het schor. *Verslag AMIS DS6.1-7, volume III, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Brussel, 92 pp*
- Werkgroep Natuurlijkheid**, (1999). Kortetermijnschets Natuurlijkheid. *Rapport RA/99-381b, Resource Analysis, Delft.*
- WLB** (1996) Kubatuurberekeningen voor het Scheldebekken het gemiddeld getij over het decennium 1971-1980, rapport MOD.405
- Wollast R. & A. Marijns** (1981). Evaluation des contributions de differentes sources de matières en suspension à l'envasement de l'Escaut. *Final report to the Ministry of Public Health and Environment, 152p.*
- Ysebaert, T, L. De Neve, P. Meire** (2000) The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 80, 587-597.
- Ysebaert T., M. Fettweis, P. Meire, M. Sas & H. Mitchener** (1999). Spatiotemporal variations in the physical and biological characteristics of intertidal, cohesive sediments in the mesohaline part of the Schelde estuary. *Int. Conf. on Intertidal Mudflats: Properties & Processes, 12-16/04/1999, Plymouth (UK), te verschijnen in Continental Shelf Research.*
- Ysebaert, T., K. Devos, A. Anselin, P. Meire & E. Kuijken** (1999) Watervogels langs de Zeeschelde 1996/97. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99/10, Brussel.*
- Ysebaert, T., K. Devos, A. Anselin, P. Meire & E. Kuijken** (1998) Watervogels langs de Zeeschelde 1995/96. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/16, Brussel.*
- Ysebaert, T. & P. Meire** (1997) Watervogels nemen een hoge vlucht langs het Schelde-estuarium. *Rapport Instituut voor Natuurbehoud 97/08, Brussel.*
- Ysebaert en G. Wattel** (1995). De waterkwaliteit van de Zeeschelde: Evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water, Nr. 85, 244-256.*
- Zwolsman, J.J.G., Berger, G.W., Van Eck, G.T.M.**, Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of mayor elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, SW Netherlands, *Marine Chemistry* 44: 73-94



STUDIE IN HET KADER VAN DE HABITAT- EN VOGELRICHTLIJN- GEBIEDEN LANGS DE BENEDEN-ZEESCHELDE

Evaluatiestudie m.b.t. het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde

Bijlagen

International Marine & Dredging Consultants N.V.

Wilrijkstraat 37-45 B4, 2140 Antwerpen, België
Contactpersonen : Jos Smits, Marc Sas, Koen Trouw, Jan Vincke



Environmental Consultancy & Assistance N.V.

Lange Nieuwstraat 43, 2000 Antwerpen, België
Contactpersonen : Paul Vanhaecke, Karen Callebaut



Gebaseerd op gegevens van / In samenwerking met :

Instituut voor Natuurbehoud

Kliniekstraat 25, 1050 Brussel, België
Contactpersonen : Erika Van Den Berghe, Tom Ysebaert



Universitaire Instelling Antwerpen (UIA)

Departement Biologie - Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, België
Contactpersoon : Patrick Meire



Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)

Gasthuisstraat 42, 9300 Aalst, België
Contactpersonen : Martin Verdrievael, Ingrid Temmerman



Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap - Departement Leefmilieu en Infrastructuur Administratie Waterwegen en Zeewezen - Afdeling Maritieme Schelde

Tavernierkaai 3, 2000 Antwerpen, België
Contactpersonen : Jos Claessens, Hans De Preter, Eric Taverniers



Lijst Bijlagen

Bijlage A Erkenning MER-Deskundige

Bijlage B Gegevens m.b.t de projectbeschrijving

- B.1 Schets van de Beneden-Zeeschelde (dieptelijnen, platen en drempels)
- B.2 Localisatie van de gebieden waar een vergunning voor aangevraagd wordt
- B.3 Localisatie van de operationele stortlocaties
- B.4 Gegevens m.b.t vaartrajecten bij het kleppen van de baggerspecie in de stortzone (willekeurig gekozen vaartracks)

Bijlage C Gegevens m.b.t. de fysische component van het systeem

- C.1 Evolutie van de nul-meter-dieptelijn langs de habitatgebieden van Schaar van Ouden Doel en van Plaat van Boomke periode 1980-2000)
- C.2 Evolutie van de min-twee-meter-dieptelijn langs de habitatgebieden van Schaar van Ouden Doel en van Plaat van Boomke (periode 1980-2000)
- C.3 Evolutie 1995/2000 van zuurstofgehalte, conductiviteit en zwevend stof van de Schelde (monding tot Gent)

Bijlage D Gegevens m.b.t. de water- en waterbodemkwaliteit

- D.1 Studie Ecolas : Uitwerken vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs. Eindrapport, opgesteld in opdracht van AWZ, Afdeling Maritieme Schelde
- D.2 Gegevens m.b.t. waterkwaliteit in de Beneden-Zeeschelde
- D.3 Gegevens m.b.t. kwaliteit baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde –Resultaten jaarlijkse monitoring door VMM van de baggerlocaties en toetsing door Ecolas voor 1999 en 2000
- D.4 Gegevens m.b.t. kwaliteit baggerspecie in de stortplaatsen (Resultaten monitoring door VMM van de stortlocaties en toetsing door Ecolas voor 2000)

Bijlage E Gegevens m.b.t ecologie

- E.1 Situering van de belangrijkste morfologische structuren in het Schelde-Estuarium
- E.2 Situering van de Vogelrichtlijn-, Habitatrichtlijn- en Ramsargebieden in het Schelde-Estuarium en de Beneden-Zeeschelde
- E.3 Biologische Waarderingskaart t.h.v. van de stortplaatsen van de binnendijkse gebieden
- E.4 Gegevens m.b.t. geluidshinder sleepopperzuigers
- E.5 Gegevens m.b.t de trends van de broedvogels t.h.v. Paardenschor
- E.6 Gegevens m.b.t de trends van de watervogels
- E.7 Sectiekaart Schelde 1988 Saeftinghe-Doel

Bijlage F Environmental aspects of dredging – Machines, methods and mitigation (IADC/CEDA-nr.4)

Bijlage A Erkenning MER-Deskundige



VLAAMSE REGERING

MB/MER/EDA/018/V-2/B

MINISTERIEEL BESLUIT HOUDENDE VERLENGING VAN DE ERKENNING ALS
DESKUNDIGE VOOR HET OPSTELLEN VAN EEN MILIEUEFFECTRAPPORT :

De Vlaamse minister van Leefmilieu en Landbouw;

Gelet op de bijzondere wet tot hervorming van de instellingen
van 8 augustus 1980, zoals gewijzigd op 8 augustus 1988,
inzonderheid artikel 6, par. 1, II, 1° ;

Gelet op het decreet van 28 juni 1985 betreffende de
milieuvergunning, inzonderheid artikel 7, par. 1, par. 2, par. 3,
par. 5 en par. 6 en artikel 14, par. 2;

Gelet op het Besluit van de Vlaamse regering van
23 maart 1989 houdende organisatie van de milieueffectbeoordeling
van bepaalde categorieën van hinderlijke inrichtingen,
inzonderheid de artikelen 10 tot en met 12, gewijzigd bij het
besluit van de Vlaamse regering van 25 januari 1995;

Gelet op het Besluit van de Vlaamse regering van
23 maart 1989 houdende bepaling voor het Vlaamse Gewest van de
categorieën van werken en handelingen, andere dan hinderlijke
inrichtingen, waarvoor een milieueffectrapport is vereist voor de
volledigheid van de aanvraag om bouwvergunning, inzonderheid de
artikelen 9 tot en met 11, gewijzigd bij het besluit van de
Vlaamse regering van 25 januari 1995;

Gelet op het besluit van de Vlaamse regering van 13 juli 1999
tot bepaling van de bevoegdheden van de leden van de Vlaamse
regering;

Gelet op het ministerieel besluit van 18 december 1994 houdende
erkenning voor een periode van vijf jaar van de heer Paul
VANHAECKE als deskundige in de discipline "Fauna en Flora";

Gelet op het aangetekend schrijven, gericht aan de Vlaamse minister van Leefmilieu en Landbouw, van 2 juli 1999, waarbij de heer Paul VANHAECKE verlenging van erkenning als deskundige vraagt voor de discipline "Fauna en Flora";

Gelet op het advies van de afdeling Natuur van de administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, van 27 juli 1999, waarvan de conclusie als volgt luidt :

"Gelet op de reikwijdte van de discipline "Fauna en Flora", zoals vastgesteld in het Richtlijnenboek Milieueffect-rapportering;

Gelet op het integrerend karakter van de discipline "Fauna en Flora" waardoor ook de relaties en/of interacties met andere disciplines moeten worden bestudeerd;

Gelet op het feit dat de MER-maker een grondige kennis en ervaring moet hebben over milieueffectvoorspellings- en -beoordelingsmethoden;

Gelet op het feit dat de aanvrager een praktische ervaring heeft met milieueffectrapporten en de opdrachten als MER-deskundige naar behoren en in geweten vervult;

Gelet op het feit dat de aanvrager in de afgelopen vijf jaar, zijnde de periode van erkenning meerdere MER-rapporten heeft opgesteld of begeleid in de discipline fauna en flora;

Gelet op het feit dat de aanvrager opleidingen heeft gegeven m.b.t. de uitvoering van milieueffectrapporten;

Gelet op de betrokkenheid van de aanvrager bij het totstandkomen van de MIRA-jaarboeken;

is de afdeling Natuur van advies dat de erkenning van de heer VANHAECKE, PAUL, Alphonse, Camiel als deskundige in de discipline "Fauna en Flora" voor het opstellen van milieueffectrapporten kan worden verlengd.

Gelet op het advies van de Cel Mer van de afdeling Algemeen Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, waarvan de conclusie als volgt luidt :

"De aanvrager beroept zich op zijn ervaring met beleidsondersteunende studies, waarbij een ruim inzicht in de milieuproblematiek noodzakelijk is. Zijn ervaring als coördinator van MER's en zijn opdrachten als lesgever in m.e.r. getuigen van inzicht in het integrerende karakter van de milieueffectrapportage. Deze ervaring met de discipline Fauna en Flora in een beperkt aantal MER's wordt als voldoende beschouwd om in de discipline erkend te blijven.

Gezien deze elementen en gezien het advies van de afdeling Natuur kan gesteld worden dat de aanvrager over een voldoende geachte aanvullende ervaring en onderlegdheid beschikt in het domein van de discipline Fauna en Flora."

Overwegende dat de aanvrager voldoet aan de algemene erkenningsvoorwaarden vermeld onder artikel 12, 1°, a, b, c, d en f van het Besluit van de Vlaamse regering van 23 maart 1989 houdende organisatie van de milieueffectbeoordeling van bepaalde categorieën van hinderlijke bedrijven respectievelijk art. 11, 1°, a, b, c, d en f van het Besluit van de Vlaamse regering van 23 maart 1989 houdende bepaling voor het Vlaamse Gewest van de categorieën van werken en handelingen, andere dan hinderlijke inrichtingen, waarvoor een milieueffectbeoordeling is vereist voor de volledigheid van de aanvraag om bouwvergunning, met name :

- a. de nationaliteit bezit van een lidstaat van de Europese Unie,
- b. van al zijn burgerlijke en politieke rechten geniet,
- c. voldaan heeft aan de militieverplichtingen,
- d. houder is van een diploma of getuigschrift van hoger of universitair onderwijs,
- f. niet bezoldigd wordt door het Rijk, de Gemeenschappen, de Gewesten, de Provincies, de Gemeenten of een daarvan afhangende instelling of bestuur, behalve als lid van het onderwijzend personeel;

Overwegende dat de aanvrager beantwoordt aan de vereiste van artikel 12, 1°, e), respectievelijk artikel 11, 1°, e) van bovenvermelde besluiten, met name :

dat de aanvrager in zijn voorgelegde dossier een voldoende aanvullende ervaring en onderlegdheid heeft aangetoond met betrekking tot de beschouwde discipline.

B E S L U I T :

Artikel 1. - De Vlaamse minister van Leefmilieu en Landbouw verlengt de erkenning van de heer Paul VANHAECKE als deskundige in de discipline : Fauna en Flora, verleend bij ministerieel besluit MB/MER/EDA/018-B/V-1.

Art 2. - De erkenning gaat in op 18 december 1999 en vervalt op 18 december 2004.

Brussel, 18 JAN. 2000

AMINAL

Voor eensluidend verklaard dd.

19 JAN. 2000



CEL MER

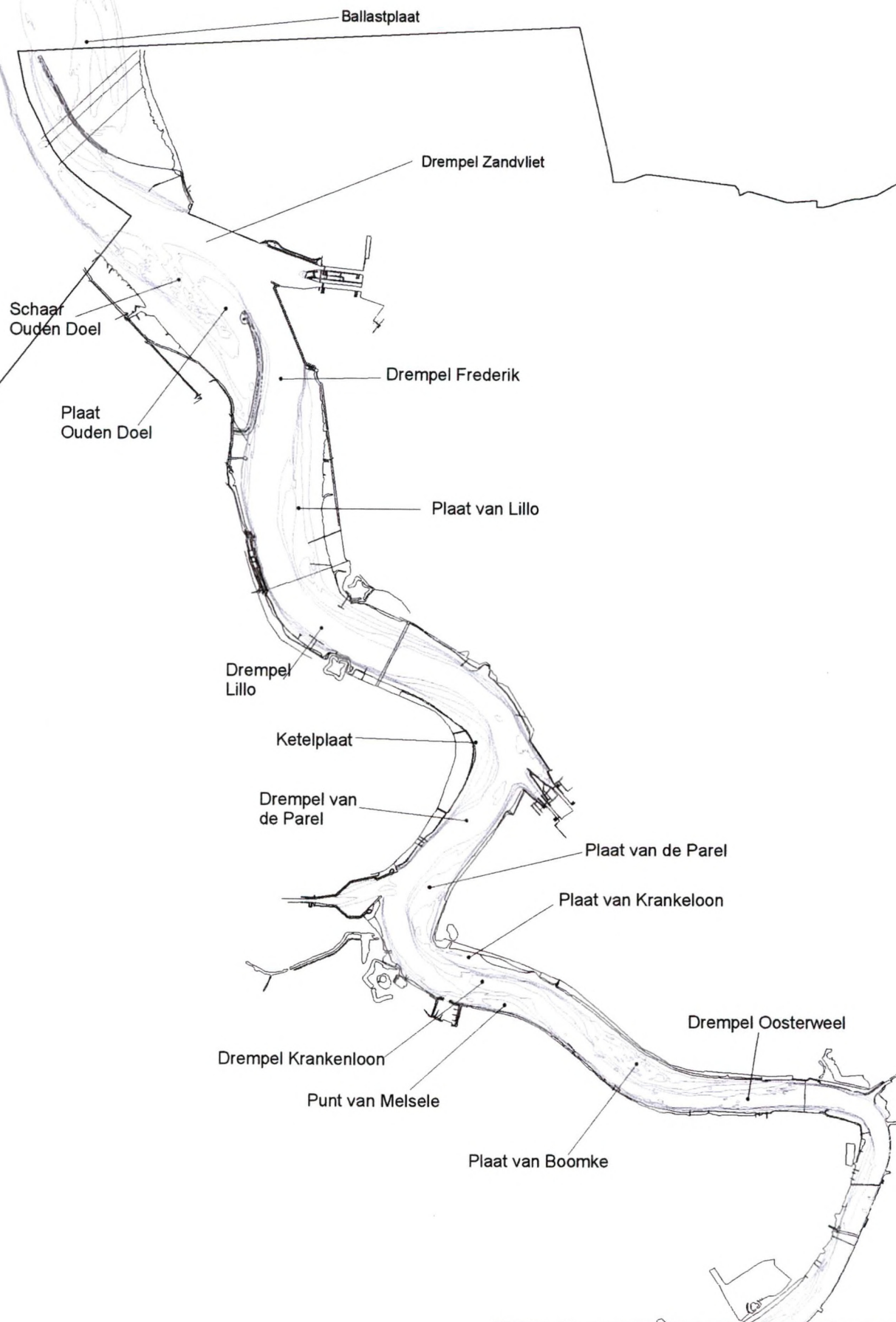
Ir. GEERT PILLU
De Ingenieur

De Vlaamse minister van
Leefmilieu en Landbouw,

Vera DUA

Bijlage B Gegevens m.b.t de projectbeschrijving

B.1 Schets van de Beneden-Zeeschelde (dieptelijnen, platen en drempels)



LEGENDE

Oeverlijnen
 Dieptelijnen

Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde

Kaart: Schets van de Beneden-Zeeschelde
(dieptelijnen, platen en drempels)

IMDC



Datum: 24/04/01
0 1000 2000 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_004
Opmaak: B. Eykerman

B.2 Localisatie van de gebieden waar een vergunning voor aangevraagd wordt

Zone vergunningsaanvraag
stortplaats "Schaar Ouden Doel"

Zone vergunningsaanvraag
stortplaats "Plaat van Boomke"

Zone vergunningsaanvraag
stortplaats "Punt van Melsele"

LEGENDE

- Oeverlijnen
- Dieptelijnen

Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde

Kaart: Localisatie van de gebieden waar
een vergunning voor aangevraagd wordt

IMDC

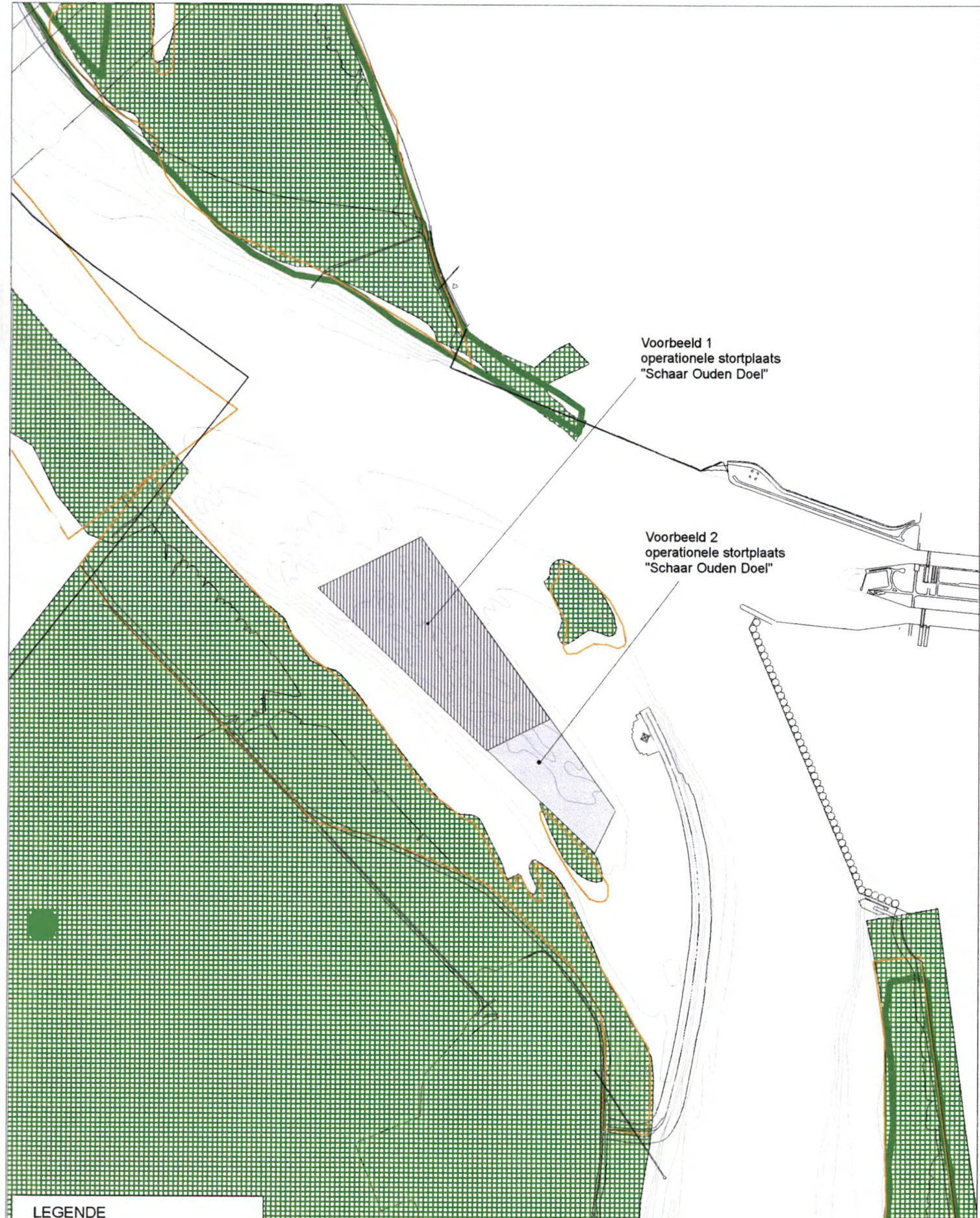


Datum: 24/04/01
0 500 1000 1500 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_009
Opmaak: B. Eykerman

B.3 Localisatie van de operationele stortlocaties

Deze bijlage illustreert de operationele afbakening van stortzones zoals deze in de praktijk toegepast worden. Onderscheid dient immers gemaakt te worden tussen de **globale aanduiding** van de stortplaatsen **zoals deze voor de vergunningsaanvraag is aangevraagd (m.n. de stortplaatsen "Schaar Ouden Doel" en "Plaat van Boomke" en "Punt van Melsele", zie ook Bijlage B.2)** en de meer gedetailleerde aanduiding van de stortplaatsen die operationeel wordt gebruikt. De operationele afbakening wordt regelmatig aangepast op basis van de frequent uitgevoerde hydrografische metingen, echter steeds binnen de grenzen opgelegd door de vergunning (zie ook § 2.3.3).



LEGENDE

- Oeverlijnen
- Dieptelijnen
- Habitatrichtlijngebieden
- Vogelrichtlijngebieden
- Ramsargebieden

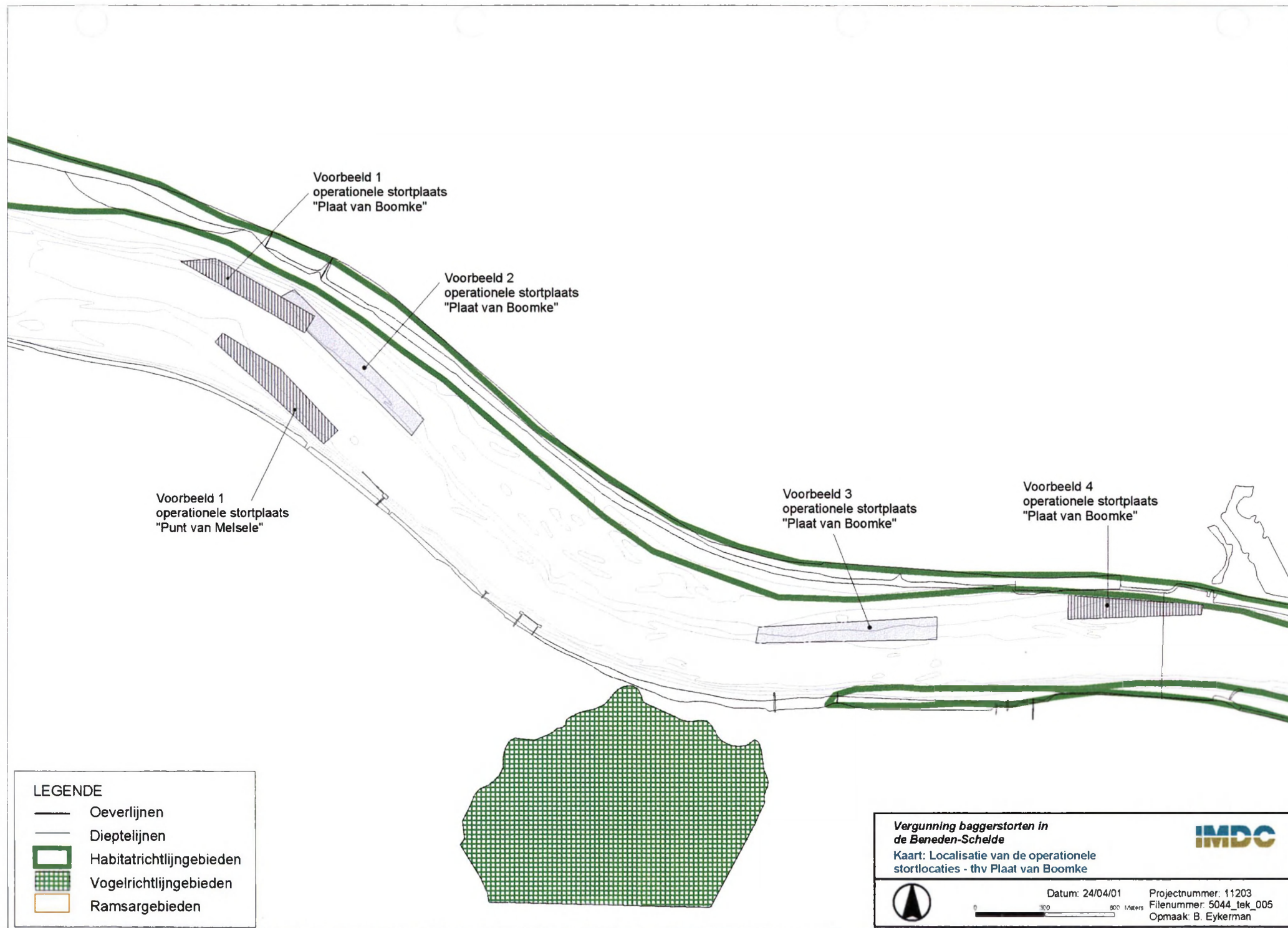
Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde
Kaart: Localisatie van de operationele
stortlocaties - thv Schaar van Ouden Doel



Datum: 24/04/01 Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_005
Opmaak: B. Eykerman



0 300 600 Meters



**B.4 Gegevens m.b.t vaartrajecten bij het kleppen van de baggerspecie
in de stortzone (willekeurig gekozen vaartracks)**

GEGEVENS M.B.T.

VAARTRAJECTEN BIJ HET

KLEPPEN VAN DE BAGGERSPECIE

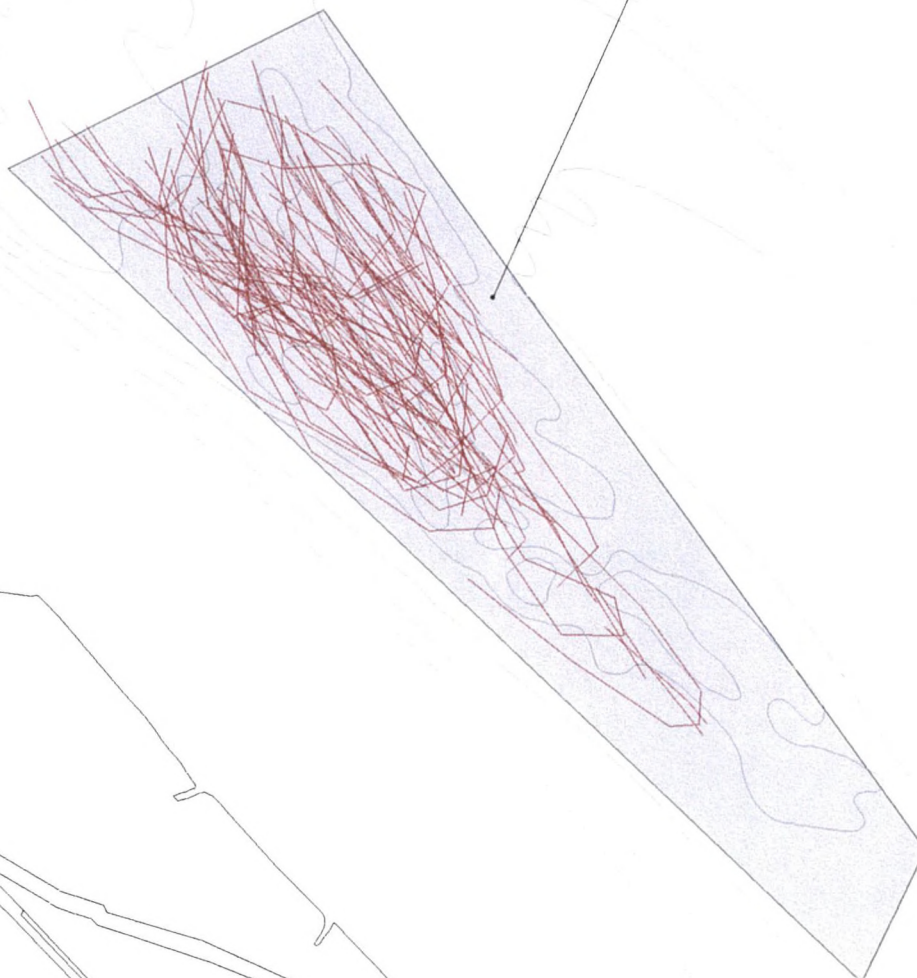
IN DE STORTZONE

(WILLEKEURIG GEKOZEN

VAARTRACKS)

OPMERKING : VAARTRACKS OP SCHERM EN OP PLOTTERBLAD WORDEN REEDS GETEKEND VANAF ELECTRISCH SIGNAAL GEGEVEN WORDT TOT LOSSEN VAN DE LADING. GEZIEN ER EEN ZEKERE VERTRAGING ZIT TUSSEN SIGNAAL EN EFFECTIEVE UITVOERING VAN HET LOSSEN VAN DE LADING, WORDT HIEROP OP VOORHAND INGESPEELD EN WORDT HET SIGNAAL TOT LOSSEN REEDS GEGEVEN BIJ HET NADEREN VAN DE STORTZONE. BIJGEVOLG VALT HET BEGINPUNT VAN SOMMIGE VAARLIJNEN BUITEN DE AFBAKENING VAN DE STORTZONES. DIT WIL ECHTER NIET ZEGGEN DAT ER BUITEN DE GRENZEN VAN DE STORTZONE GEKLEPT WORDT.

Voorbeeld 2
operationele stortplaats
"Schaar Ouden Doel"



LEGENDE

- Oeverlijnen
- Dieptelijnen
- Voorbeeld vaartrajecten bij het kleppen

Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde

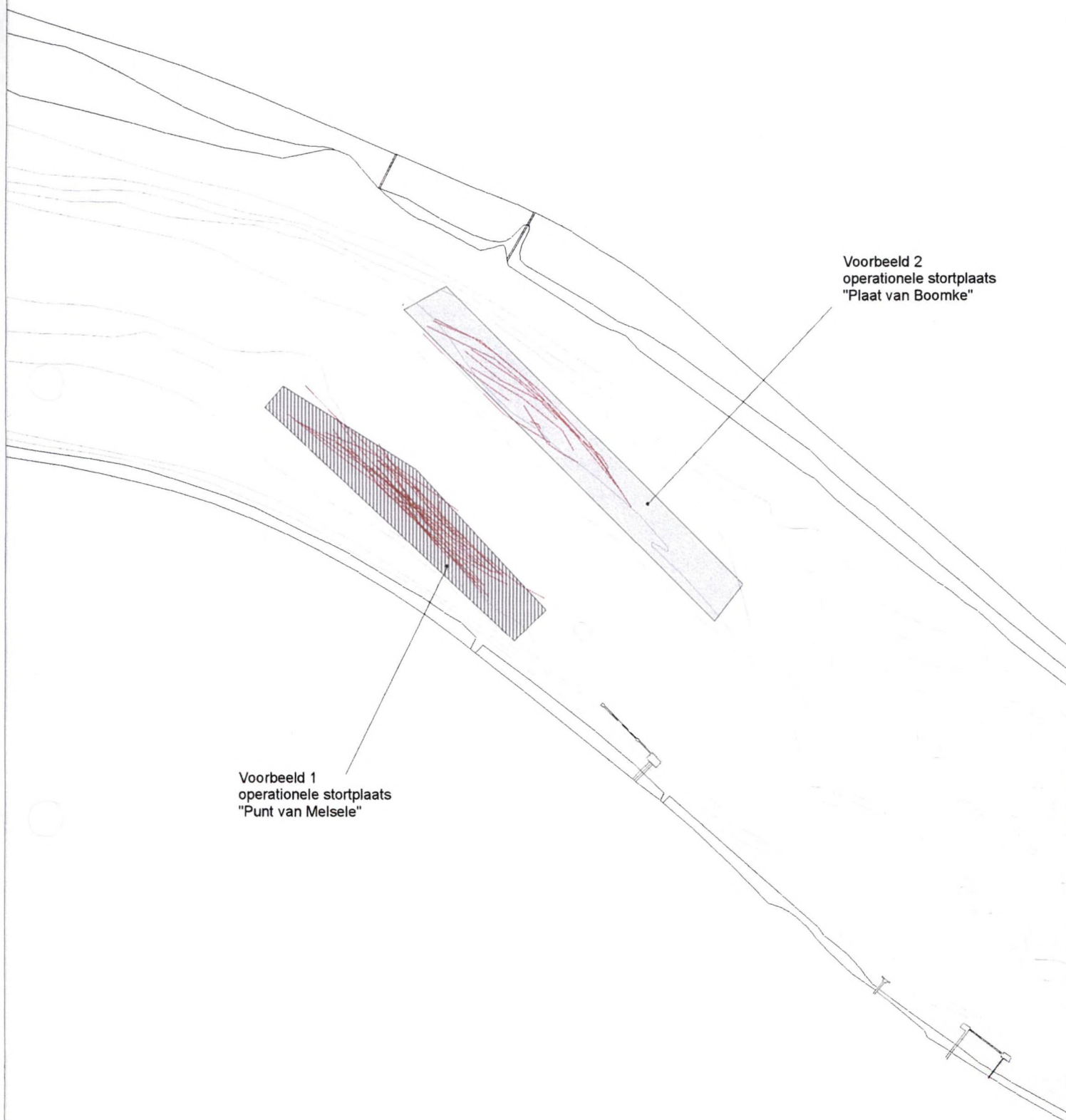
IMDC

Kaart: Gegevens m.b.t. vaartrajecten bij het kleppen
van de baggerspecie in de stortzone - t.h.v. Schaar Ouden Doel



Datum: 24/04/01
0 100 200 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_012
Opmaak: B. Eykerman



Voorbeeld 1
operationele stortplaats
"Punt van Melsele"

Voorbeeld 2
operationele stortplaats
"Plaat van Boomke"

LEGENDE

- Oeverlijnen
- Dieptelijnen
- Voorbeeld vaartrajecten bij het kleppen

Vergunning baggerstorten in de Beneden-Schelde



Kaart: Gegevens m.b.t. vaartrajecten bij het kleppen
van de baggerspecie in de stortzone - t.h.v. Punt van Melsele & Plaat van Boomke



Datum: 24/04/01
0 100 200 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_012
Opmaak: B. Eykerman

**Bijlage C Gegevens m.b.t. de fysische component van het
systeem**

**C.1 Evolutie van de nul-meter-dieptelijn langs de habitatgebieden van
Schaar van Ouden Doel en van Plaat van Boomke periode 1980-
2000)**



LEGENDE

— Oeverlijnen
— Dieptelijnen

Evolutie nul-meter-dieptelijn

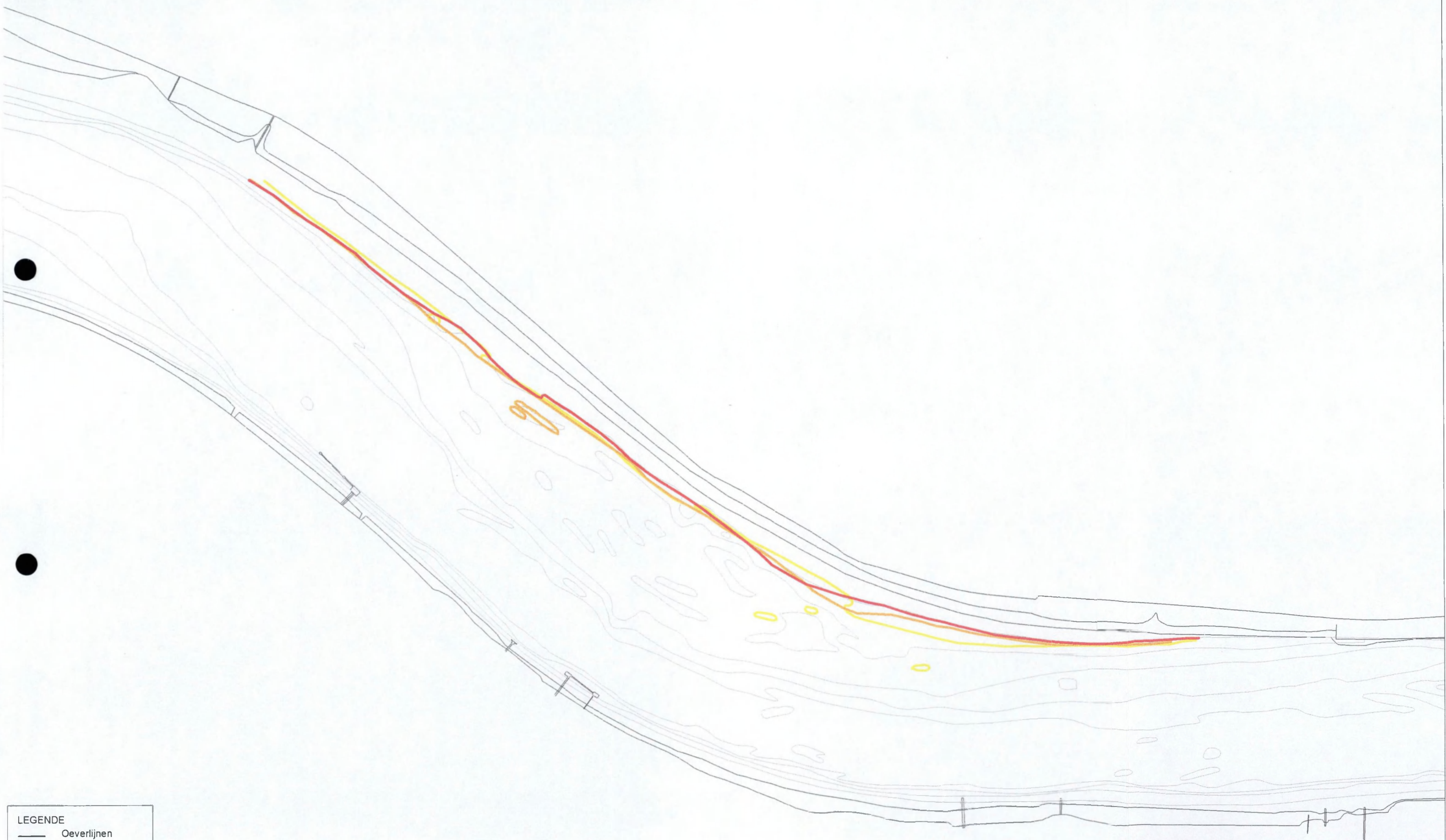
— 2000
— 1990
— 1980

Vergunning baggerstorten in de Beneden-Schelde

Kaart: Evolutie van de nul-meter-dieptelijn thv Schaar van Ouden Doel

Datum: 17/04/01
0 100 200 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_008
Opmaak: B. Eykerman



LEGENDE

- Oeverlijnen
- Dieptelijnen
- Evolutie nul-meter-dieptelijn
- 2000
- 1989
- 1981

Vergunning baggerstorten in de Beneden-Schelde

Kaart: Evolutie van de nul-meter-dieptelijn thv Plaat van Boomke

IMDC

Datum: 17/04/01

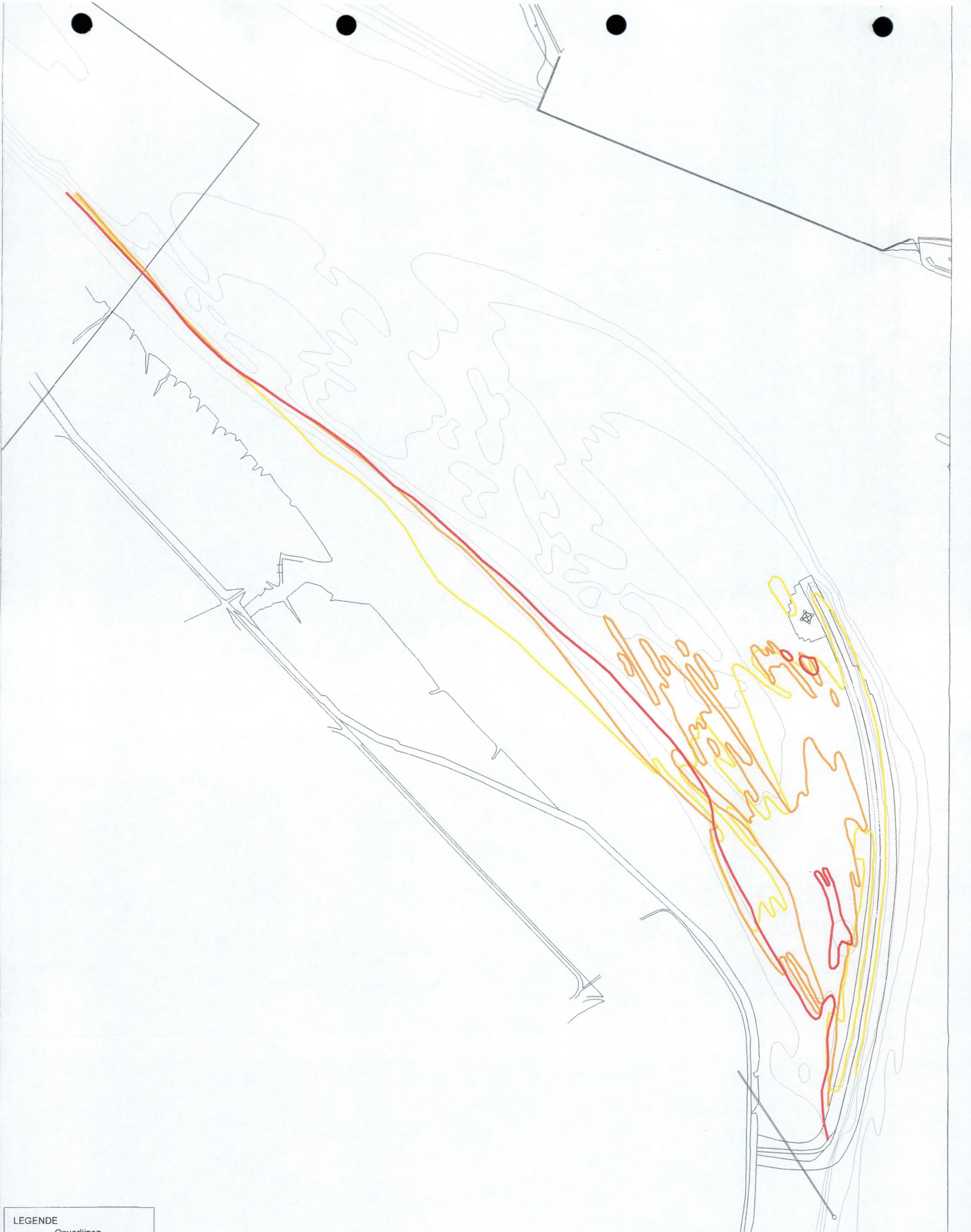
Projectnummer: 11203

0 100 200 Meters

Filenummer: 5044_tek_008

Opmaak: B. Eykerman

C.2 Evolutie van de min-twee-meter-dieptelijn langs de habitatgebieden van Schaar van Ouden Doel en van Plaat van Boomke (periode 1980-2000)



LEGENDE

— Oeverlijnen

--- Dieptelijnen

Evolutie twee-meter-dieptelij

— 2000

— 1990

— 1980

Vergunning baggerstorten in de Beneden-Schelde

Kaart: Evolutie van de twee-meter-dieptelij thv Schaar van Ouden Doel

IMDC

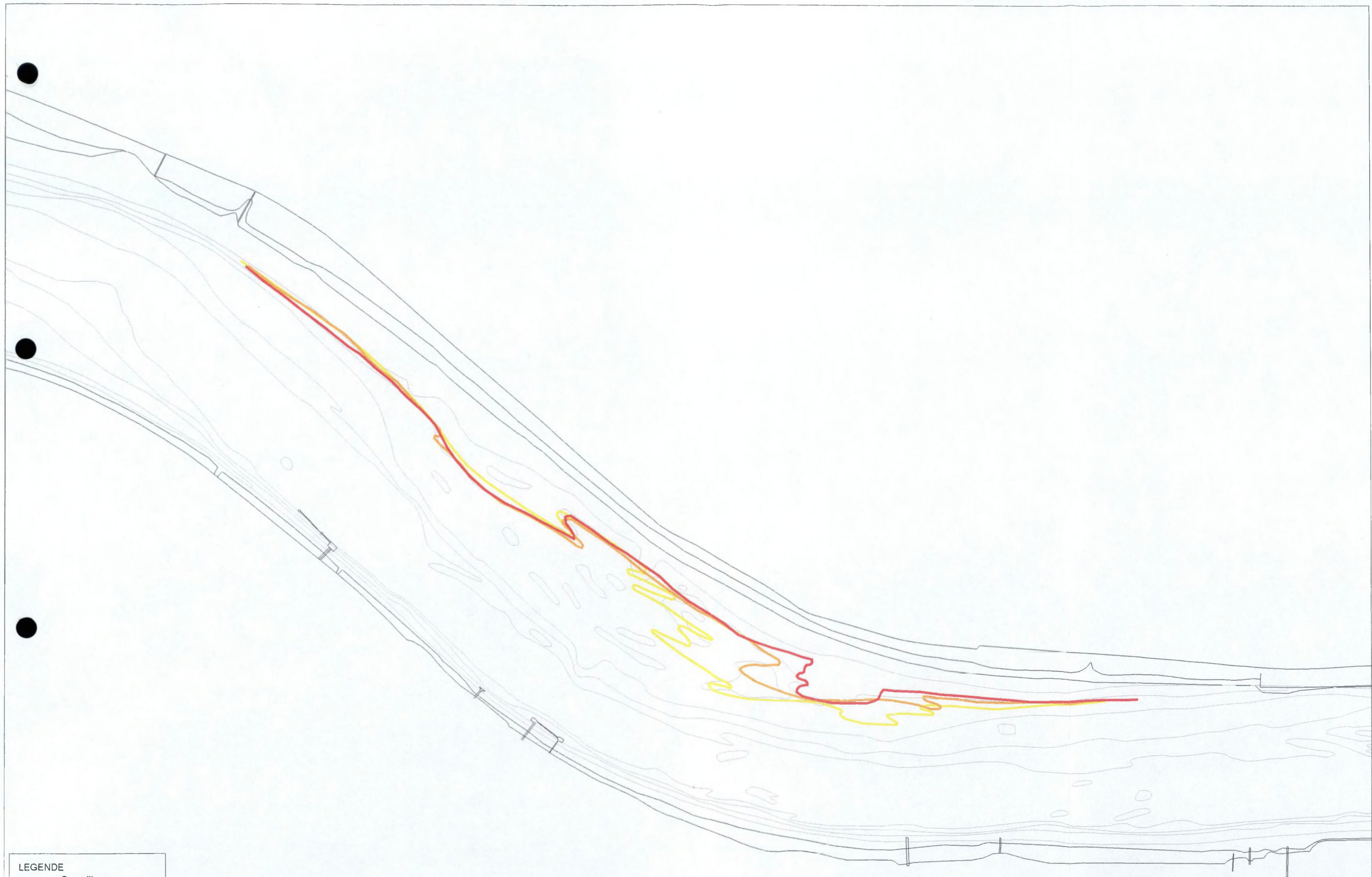
Datum: 17/04/01

Projectnummer: 11203

Filenummer: 5044_tek_008

Opmaak: B. Eykerman

0 100 200 Meters



- LEGENDE
- Oeverlijnen
 - Dieptelijnen
 - Evolutie twee-meter-dieptelijn
 - 2000
 - 1989
 - 1981

Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde

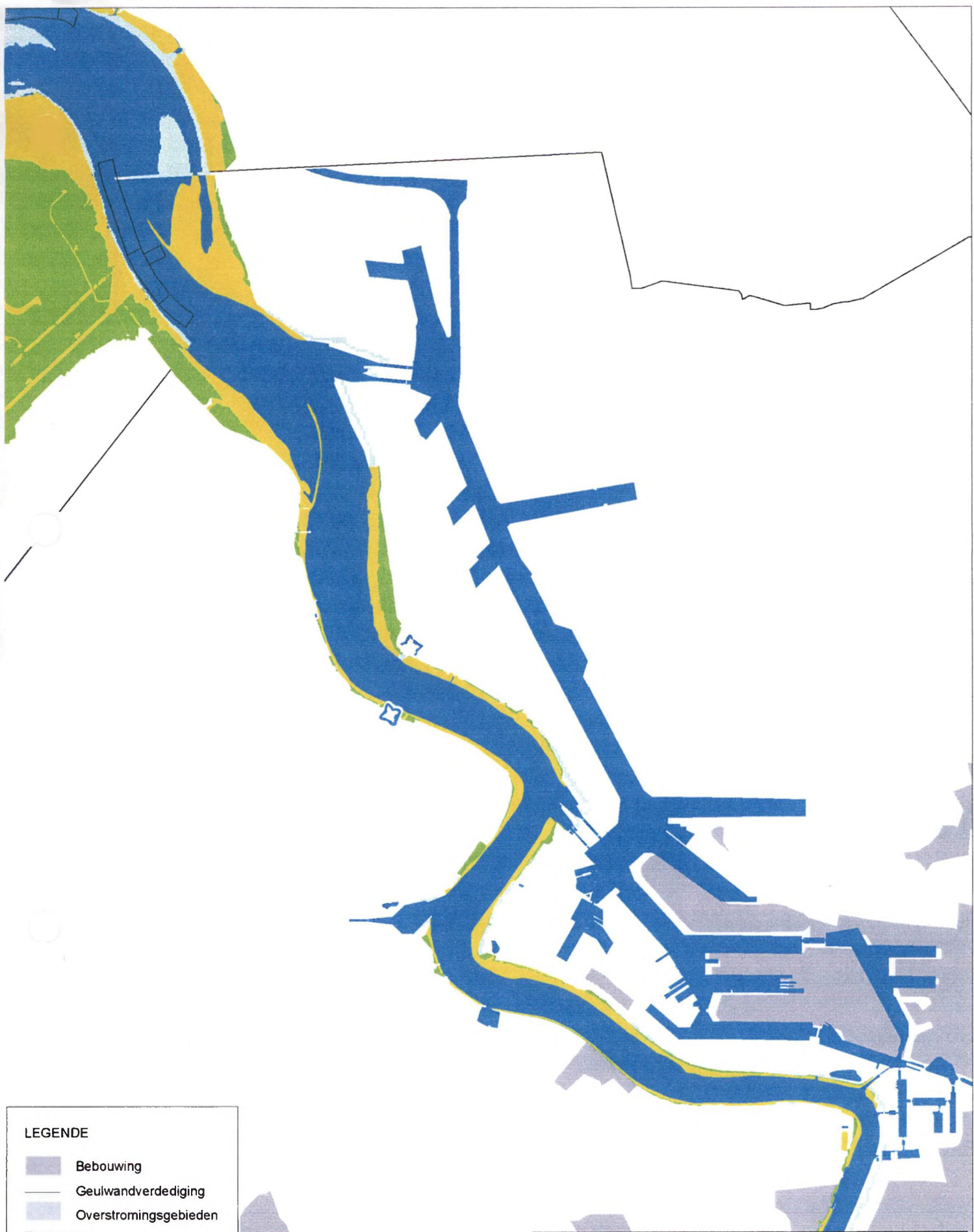
Kaart: Evolutie van de twee-meter-dieptelijn
thv Plaat van Boomke

Datum: 17/04/01
0 100 200 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_008
Opmaak: B. Eykerman

IMDC

Bijlage D Gegevens m.b.t. de water- en waterbodemkwaliteit



LEGENDE

-  Bebouwing
-  Geulwandverdediging
-  Overstromingsgebieden
- Ecotopen**
-  Geulen
-  Schorren
-  Slikken en platen
-  Ondiep water

**Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde**



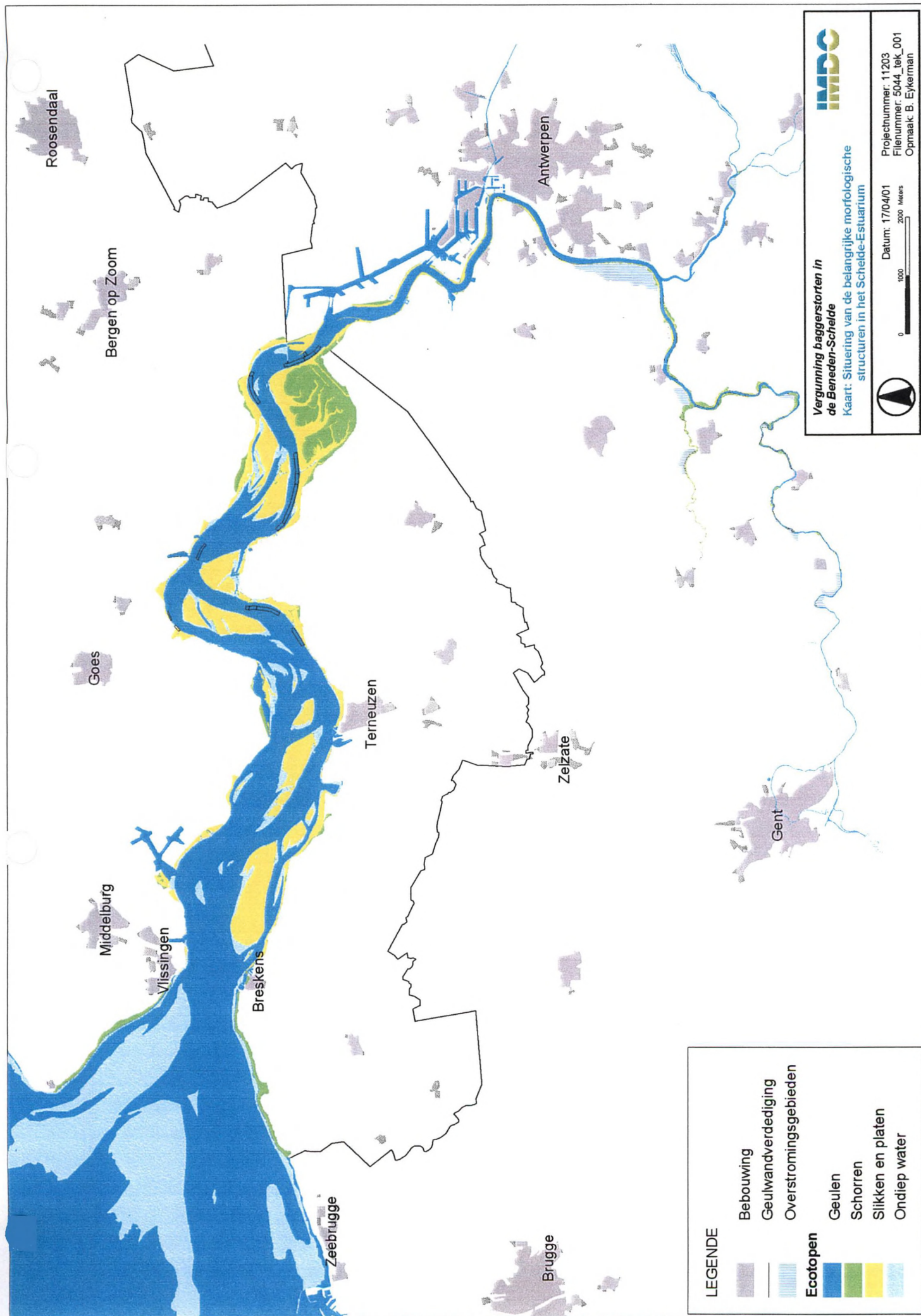
Kaart: Situering van de belangrijke morfologische
structuren in de Beneden-Zeeschelde



0 1000 2000 Meters

Datum: 17/04/01

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_001
Opmaak: B. Eykerman

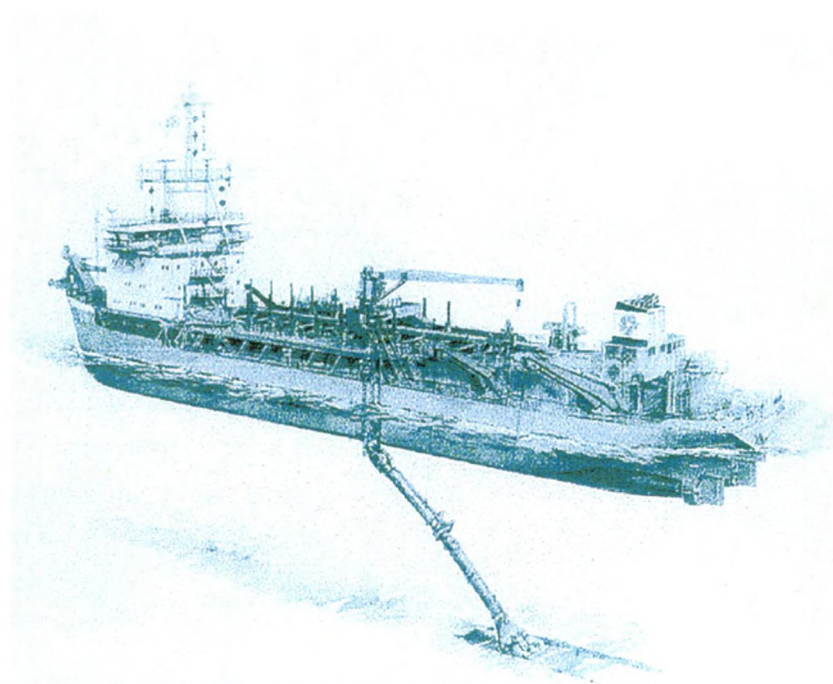


- D.1 Studie Ecolas : Uitwerken vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs. Eindrapport, opgesteld in opdracht van AWZ, Afdeling Maritieme Schelde**

**UITWERKING VERGUNNINGSKADER VOOR HET TERUGSTORTEN
VAN BAGGERSPECIE IN DE BINNENWATEREN VAN DE
'MARITIEME ZONE' ZOALS BEDOELD IN HET
VERDRAG VAN PARIJS**

EINDRAPPORT

FEBRUARI 2000



Ministerie Vlaamse Gemeenschap
Administratie Waterwegen en Zeewezen
Afdeling Maritieme Schelde

MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP

DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR

ADMINISTRATIE WATERWEGEN EN ZEEWEZEN

AFDELING MARITIEME SCHELDE

Uitwerking vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs

Eindrapport

Februari 2000

ir. K. Callebaut

Dr. ir. P. Vanhaecke

ECOLAS nv

Inhoudsopgave

1. INLEIDING	1
1.1. DOEL	1
1.2. TOEGEPASTE METHODE	1
2. ANALYSE VAN HET HUIDIG WETTELIJK KADER IN RELATIE TOT HET VERDRAG VAN PARIJS	3
3. UITWERKING VAN DE ECOTOXICOLOGISCHE BASIS VOOR DE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	7
4. ONDERZOEK NAAR DE INVLOED VAN DE BIOBESCHIKBAARHEID	26
4.1. ALGEMEEN	26
4.2. PARTITIECOËFFICIËNTEN VOOR ANORGANISCHE COMPONENTEN	27
4.3. PARTITIECOËFFICIËNTEN VOOR ORGANISCHE COMPONENTEN	31
4.4. VOORSTEL VOOR WEERHOUDEN K_p - EN K_{oc} -WAARDEN	36
5. ONDERZOEK VAN DE MOGELIJKE INVLOED VAN BIO-ACCUMULATIE EN BIOMAGNIFICATIE	40
5.1. BIO-ACCUMULATIEFACTOR (BAF)	40
5.2. BIOTA-SEDIMENTACCUMULATIEFACTOR (BSAF)	43
5.3. VOORSTEL VAN WEERHOUDEN BIO- EN BIOTA-SEDIMENTACCUMULATIEFACTOREN	44
6. UITWERKING VAN SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	46
6.1. ECOTOXICOLOGISCHE WAARDE	46
6.2. TENTATIEVE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	56
6.3. TOETSING VAN VOORLOPIGE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA AAN VEILIGE CONCENTRATIES VOOR PREDATOREN EN CONSUMENTEN	59
7. TOETSING VAN DE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	64
7.1. TOETSING AAN BESTAANDE CRITERIA IN DE BUURLANDEN	65
7.2. TOETSING VAN VOORLOPIGE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA AAN ACTUELE CONCENTRATIES IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE	82
8. VOORSTEL VOOR EEN BESLISSINGSKADER	89
9. VOORSTEL VAN EEN REGLEMENTERING TOT VERGUNNING VAN HET STORTEN VAN BAGGERSPECIE	101
REFERENTIELIJST	109

Lijst van tabellen

Tabel 1: geometrisch gemiddelde waarden voor $L(E)C_{50}$ en NOEC per organismegroep	7
Tabel 2: overzicht van de LOEC-waarden voor de verschillende organismegroepen	13
Tabel 3: K_d -waarden voor Ni en Cd in verschillende bodemtypes, naar Reddy en Dunn (1985)	27

Tabel 4: relatie tussen pH, OC en K_d voor verschillende zware metalen (Hassan <i>et al.</i> , 1996)	28
Tabel 5: K_d waarden voor metalen in zandige aquifers (Christensen <i>et al.</i> , 1996)	29
Tabel 6: invloed van saliniteit op K_d -waarden, naar Radovanovic & Koelmans (1998)	30
Tabel 7: K_d -waarden in kust- en estuariene sedimenten aan Engelse N.Z. Kust, naar O'Reilly-Wiese <i>et al.</i> (1997)	30
Tabel 8: gemiddelde K_d -waarden voor Westerschelde, naar Stortelder <i>et al.</i> (1998)	30
Tabel 9: geometrisch gemiddelde K_d -waarden, naar Mergaert & Vanhaecke (1996)	31
Tabel 10: $\log K_{oc}$ - en $\log K_{ow}$ -waarden voor verschillende PAK's, naar Van Hattum <i>et al.</i> (1998), Meador <i>et al.</i> , 1995, Lake <i>et al.</i> (1996) en McGroddy <i>et al.</i> (1996)	32
Tabel 11: K_p - en K_{ow} -waarden voor PAK's, naar Baumard <i>et al.</i> (1998)	34
Tabel 12: $\log K_{oc}$ -waarden voor arochlormengsels	35
Tabel 13: $\log K_{ox}$ -waarden voor componenten van de EOX-groep	36
Tabel 14: overzicht van de weerhouden K_d -waarden voor zware metalen en TBT	37
Tabel 15: $\log K_{ow}$ -, $\log K_{oc}$ - en weerhouden K_{oc} -waarden voor PAK's	37
Tabel 16: K_{oc} -waarden voor PCB	38
Tabel 17: K_{oc} -waarden minerale olie	39
Tabel 18: K_{oc} -waarde voor EOX	39
Tabel 19: correctiefactoren bij omzetting van K_{ow} naar BAF (Meylan <i>et al.</i> , 1998)	41
Tabel 20: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor zware metalen en TBT	44
Tabel 21: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor de PAK's van OVAM, PCB's en EOX	45
Tabel 22: extrapolatiefactoren volgens de TGD van de EG	47
Tabel 23: toetsing van de ecotoxicologische streefwaarden aan de LOEC-waarden	55
Tabel 24: overzicht van de voorlopige streef- en grenswaarden	58
Tabel 25: veilige concentraties in vis en sediment, op basis van ADI-, $K_{d(oc)}$ - en BAF-waarden	61

Tabel 26: toetsing van de voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan de sedimentconcentraties die aanleiding kunnen geven tot een overschrijding van de grensconcentraties van componenten in vissen en schaaldieren, bestemd voor consumptie	62
Tabel 27: toetsing van streef- en grenswaarden aan Duitse criteria voor specie uit federale waterwegen	66
Tabel 28: toetsing van voorgestelde streef- en grenswaarden aan criteria voor baggerspecie uit Franse havens	69
Tabel 29: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren	71
Tabel 30: toetsing van voorlopige streef- grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoete wateren	75
Tabel 31: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria van Noorwegen voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren	78
Tabel 32: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Spaanse havens	80
Tabel 33: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Zweedse havens, jachthavens en vaargeulen	81
Tabel 34: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1989-1994	84
Tabel 35: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1995-1998	86
Tabel 36: beoordelingscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' in Vlaanderen (standaardbaggerspecie: 5% organisch materiaal; 25% lutum)	94
Tabel 37: onderlinge vergelijking van Vlaamse streefwaarden met bestaande normen uit andere landen	97
Tabel 38: onderlinge vergelijking van Vlaamse toetsingswaarden met bestaande normen uit andere landen	99

Lijst van gebruikte afkortingen en definities

ADI	Allowable Daily Intake
As	arseen
BAF	bio-accumulatiefactor
BSAF	biota-sediment accumulatiefactor
BW	'Body Weight'
Cd	cadmium
Cr	chromium
C _s	concentratie in het sediment
Cu	koper
DI _{vis}	Dagelijks opgenomen hoeveelheid vis
DOC	fractie opgeloste organische koolstof
EOX	extraheerbare organische gehalogeneerde verbindingen
FAO	'Food and Agriculture Organisation'
f _{oc}	fractie organische koolstof
Hg	kwik
HPLC	'high pressure liquid chromatography'
K _d	partiticoëfficiënt sediment-water
K _{oc}	partiticoëfficiënt organische koolstof-water
K _{ow}	partiticoëfficiënt octanol-water
K _p	partiticoëfficiënt sediment-water
K _{sw}	partiticoëfficiënt bodem-grondwater
L(E)C ₅₀	lethale (effect) concentratie

LOEC	'Lowest Observed Effect Concentration'
Ni	nikkel
OC	organische koolstof
OSPAR verdrag	verdrag van Oslo-Parijs
OVAM	Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij
PAK	polyaromatische koolwaterstoffen
Pb	lood
PCB	polychloorbifenylen
PNEC	'Predicted No Effect Concentration'
SF	'Safety Factor'
SQC	sedimentkwaliteitscriterium
STP	'standard temperature and pressure'
TBT	tributyltin
TC	'total carbon'
TIC	'total inorganic carbon'
UV	ultraviolet
VLAREBO	Vlaams Reglement inzake Bodemsanering
VLAREM	Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
WHO	'World Health Organisation'
WOF	wateroplosbare fractie
WQC	waterkwaliteitscriterium
Zn	zink

Ecotoxicologische streef- en grenswaarden: waterkwaliteitscriteria op resp. lange en korte termijn, gebaseerd op NOEC, L(E)C₅₀ en extrapolatiefactoren;

Voorlopige streef- en grenswaarden: sedimentkwaliteitscriteria op resp. lange en korte termijn, gebaseerd op waterkwaliteitscriteria en partiticoëfficiënt sediment-water. Na toetsing voor bio-accumulatie blijft deze benaming behouden;

Streef- en toetsingswaarden: sedimentkwaliteitscriteria op resp. lange en korte termijn, na toetsing aan criteria in omringende landen en aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde. Dit zijn tevens de criteria die inzake vergunning weerhouden werden.

1. INLEIDING

1.1. Doel

Het doel van dit onderzoek is het uitwerken van een vergunningskader voor het storten van baggerspecie in de binnenwateren van de maritieme zone zoals bepaald in artikel 1 van het Verdrag van Parijs. Het omvat een wetenschappelijk onderbouwd beslissingskader met kwantitatieve sedimentkwaliteitscriteria voor de beoordeling van de ecotoxicologische aanvaardbaarheid inzake het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde. De criteria dienen te voldoen aan volgende voorwaarden:

- wetenschappelijk onderbouwd, in het bijzonder ecotoxicologisch veilig;
- realistisch en haalbaar;
- hanteerbaar in de praktijk.

Rekening houdend met de resultaten uit een vorige studie (Mergaert & Vanhaecke, 1996) en met de bemerkingen van de Stuurgroep ter zake, worden volgende verontreinigende componenten beschouwd:

- zware metalen: As, Zn, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni;
- tributyltinverbindingen (TBT);
- poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK);
- polychloorbifenyls (PCB) nrs 28, 52, 101, 118, 153 en 180;
- minerale olie;
- extraheerbare organische gehalogeneerde verbindingen (EOX).

1.2. Toegepaste methode

Bij het bepalen van de sedimentkwaliteitscriteria werd gebruik gemaakt van de evenwichtverdelingsmethode. In een studie van Mergaert & Vanhaecke (1996), waar verschillende methoden vergeleken werden, kwam de evenwichtverdelingsmethode als meest geschikte naar voor om sedimentkwaliteitscriteria vast te leggen. Zij is gebaseerd op een combinatie van ecotoxiciteitsgegevens en gegevens omtrent de verdeling van de verontreinigende stoffen over de verschillende fasen in het sediment. Daartoe werden volgende stappen ondernomen:

- er werd een grondige analyse uitgevoerd inzake ecotoxiciteitsgegevens van de diverse stoffen en dit zowel voor het marien milieu als voor het brakwatermilieu. Gezien het beperkt aantal gegevens betreffende het brakwatermilieu werden tevens een aantal ecotoxiciteitsgegevens van het zoetwatermilieu in aanmerking genomen. Uitgaande van het geheel van ecotoxiciteitsgegevens werden representatieve waarden geselecteerd;
- een literatuuronderzoek werd uitgevoerd omtrent de partiticoëfficiënten van de bestudeerde stoffen en een gefundeerd gemiddelde waarde werd afgeleid voor elke stof;
- uitgaande van de ecotoxilogische gegevens en internationaal aanvaarde veiligheidsfactoren werden 'Predicted No Effect Concentrations' (PNEC) uitgewerkt (ecotoxicologische streef- en grenswaarden). Na toetsing van de ecotoxicologische streefwaarde aan de gemiddelde 'Lowest Observed Effect Concentrations' (LOEC) werd de laagste waarde als ecotoxicologische streefwaarde weerhouden voor de bescherming van het aquatisch milieu. Inzake ecotoxicologische grenswaarden werd geopteerd om deze gelijk te stellen aan de LOEC-waarde. Indien de LOEC-waarde echter hoger lag dan het vijfvoud van de ecotoxicologische streefwaarde werd dit vijfvoud weerhouden als ecotoxicologische grenswaarde. De keuze inzake vijfvoud is gebaseerd op aanbevelingen, verstrekt door de 'EU Committee on the toxicological and ecotoxicological evaluation of hazardous substances'. Aldus werden tentatieve of voorlopige streef- en grenswaarden voor het aquatisch milieu vastgelegd;
- door combinatie van de ecotoxicologische streef- en grenswaarden met de partiticoëfficiënten werden vervolgens tentatieve waarden voor het sediment (voorlopige streef- en grenswaarden) vastgelegd;
- teneinde na te gaan of de bekomen tentatieve sedimentkwaliteitscriteria al dan niet aanleiding kunnen geven tot concentraties die risico's inhouden voor predatoren en consumenten werd een toetsing uitgevoerd ten opzichte van de aanvaardbare dagelijkse opname (ADI). Daartoe werd vooreerst een grondig literatuuronderzoek uitgevoerd met betrekking tot de bio-accumulatie- en bioconcentratiekenmerken van de beschouwde stoffen. Na de toetsing aan de veilige concentratie voor predatoren en consumenten werden de voorlopige streef- en grenswaarden al dan niet aangepast;
- de aldus bekomen voorlopige streef- en grenswaarden werden vervolgens getoetst aan analoge criteria in andere landen teneinde de graad van overeenkomst te verifiëren;
- vervolgens werden de voorlopige streef- en grenswaarden getoetst aan de concentraties die de voorbije jaren gemeten werden in de Beneden-Zeeschelde;
- uit het geheel van resultaten is tenslotte een beslissingskader (streef- en toetsingswaarden) uitgewerkt dat moet toelaten na te gaan onder welke voorwaarden baggerspecie kan worden teruggestort in de Beneden-Zeeschelde. Een voorstel van regelgeving tot vergunning werd uitgewerkt.

2. ANALYSE VAN HET HUIDIG WETTELIJK KADER IN RELATIE TOT HET VERDRAG VAN PARIJS

Aan de basis van het OSPAR-verdrag: het 'Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan', liggen twee eerdere verdragen met name:

- het Verdrag van Oslo: 'Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee ten gevolge van het storten vanaf schepen en luchtvaartuigen';
- Het Verdrag van Parijs: 'Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee vanaf het land.'

Het Verdrag van Oslo trad in werking op 6 april 1974 en werd gewijzigd op 2 maart 1983 en op 5 december 1989. Het Verdrag van Parijs trad in werking op 6 mei 1978 en werd gewijzigd op 26 maart 1986. Het Verdrag van Parijs van 22 september 1992, inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan (OSPAR), vervangt de bovengenoemde Verdragen van Oslo en Parijs. Dit Verdrag is thans geratificeerd door alle verdragssluitende partijen en is aldus in werking getreden. In België werd het Verdrag geratificeerd door de verschillende Gewesten:

Vlaanderen: decreet 19 april 1995 (BS: 04/10/1995)

Wallonië: decreet 6 april 1995 (BS: 10/06/1995)

Brussel: ordonnantie 18 juli 1996 (BS: 09/08/1996)

en door België zelf door de wet van 11 mei 1995 (BS: 31/01/1998).

Het Verdrag van Oslo hield reeds bepalingen in met betrekking tot het storten in zee van baggerspecie. In OSPAR werden deze bepalingen uitgebreid in die zin dat het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de Maritieme zone een 'authorisation' vereist. Het is dus niet enkel meer voor open zee dat de bepalingen van toepassing zijn. De bedoelde 'binnenwateren' zijn immers de wateren aan de landzijde van de basislijnen van waaraf de breedte van de territoriale zee wordt gemeten en die zich in het geval van waterlopen uitstrekken tot aan de zoetwatergrens. Hierbij is de zoetwatergrens de plaats in de waterloop waar bij laag water in tijden van geringe afvloeiing van zoetwater het zoutwatergehalte merkbaar stijgt ten gevolge van de aanwezigheid van zeewater. Concreet betekent dit dat naast het Belgisch territoriaal deel van de Noordzee tevens het Zeescheldebekken met name de Beneden-Zeeschelde van de Belgisch-Nederlandse grens tot de Rupelmonding (juridisch gezien de Rede van Antwerpen) onder de bepalingen ter zake van OSPAR valt. Het systeem van de havendokken dat door middel van sluisdeuren afgescheiden is van de Beneden-Zeeschelde ressorteert niet onder deze bepalingen van het Verdrag van Parijs (OSPAR).

De ratificatie van het Verdrag van Parijs door de drie Gewesten en België houdt in dat een regelgeving ter zake dient te worden uitgewerkt en dit meer bepaald voor de Vlaamse maritieme binnenwateren.

In het kader van het Verdrag van Oslo bestaat reeds dergelijke regelgeving op het Federaal niveau voor het terugstorten van baggerspecie in het Belgische territoriale zeegebied. Daartoe werden 4 ministeriële Besluiten uitgevaardigd houdende machtiging aan de bevoegde diensten van het Vlaamse Gewest om in zee belangrijke hoeveelheden baggerspecie te storten afkomstig van de kusthavens en hun scheepvaartpassen. Deze materie maakt het voorwerp uit van een samenwerkingsakkoord van 12 juni 1990 tussen de Belgische Staat en het Vlaamse Gewest ter vrijwaring van de Noordzee van nadelige milieu-effecten ingevolge baggerspecielossingen in de wateren die vallen onder de toepassing van het Verdrag van Oslo. Dit akkoord wordt beheerd door de 'Ambtelijke werkgroep'. Bovengenoemde Ministeriële Besluiten betreffen vergunningen voor het terugstorten van baggerspecie, mits aan een aantal criteria 'sediment quality criteria' wordt voldaan. Het principe van deze vergunning rust op de 'Guidelines for the management of dredged material' zoals goedgekeurd door de Oslo Commissie in 1993. Dit betekent dat sporen van verontreinigde stoffen toegelaten worden rekening houdend evenwel met wetenschappelijk onderbouwde kwantitatieve criteria met het oog op de beoordeling van de ecologische aanvaardbaarheid van het terugstorten van de baggerspecie in het ontvangend milieu. De tenuitvoerlegging van de bepalingen van het Verdrag van Oslo geschiedt dus door een Ministerieel Vergunningsbesluit met opgave van kwantitatieve criteria.

Met het oog op de tenuitvoerlegging van OSPAR zijn in Vlaanderen reeds een aantal stappen ondernomen (op te merken valt dat gezien enkel in Vlaanderen de bedoelde 'binnenwateren' voorkomen, de andere Gewesten geen acties dienen te ondernemen op dit gebied). Op federaal niveau dient evenwel met België als Verdragssluitende partij eveneens een aangepaste regelgeving uitgewerkt te worden, dit best in consensus met Vlaanderen. In de eerste plaats werd de werkgroep 'Verdrag van Parijs' (OSPAR) opgericht als subwerkgroep van de ambtelijke werkgroep 'Samenwerkingsakkoord Belgische Staat - Vlaams Gewest m.b.t. baggerspecie'.

Ten tweede werd op voorstel van de Vlaamse Minister van Leefmilieu in het kader van de uitbreiding van VLAREM I door de Vlaamse Regering een extra rubriek '§2.3.7: opslag, behandeling en verwijdering van baggerspecie' aangenomen (Besluit Vlaamse Regering, 12 januari 1999, B.S. 11.03.99, gewijzigd bij B.Vl.R. van 15.06.1999, B.S. 04.09.1999).

Deze rubriek wordt verder ingedeeld in 4 subrubrieken als volgt:

- a) monostortplaatsen voor baggerspecie en/of ruimingsspecie afkomstig van het ruimen, verdiepen en/of verbreden van bevaarbare en onbevaarbare waterlopen behorende tot het openbaar hydrografisch net en/of van de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur (indeling volgens klasse I van Vlarem I);
- b) terugstorten van sub a) bedoelde baggerspecie en/of ruimingsspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is (klasse 2 van Vlarem I);
- c) opslag van sub a) bedoelde baggerspecie en/of ruimingsspecie in afwachting van behandeling (klasse 2 van Vlarem I);

d) mechanische, fysisch-chemische en/of biologische behandeling van sub a) bedoelde baggerspecie en/of ruimingsspecie (klasse 2 van VLAREM I).

Subrubrieken b), c) en d) zijn nieuw ingedeelde inrichtingen. Het onder 'b)' bedoelde terugstorten van baggerspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is valt, voor wat betreft de waterlopen van de maritieme zone, onder toepassing van de OSPAR-bepalingen.

Het Besluit van 15.06.1999 is in werking getreden op 1 mei 1999. Met toepassing van artikel 38 van VLAREM I betekent dit dat de bestaande inrichtingen onder b), c) en d) tegen eind oktober 1999 een vergunningsaanvraag moesten indienen.

Aan de verplichtingen van het Verdrag van Parijs (OSPAR) zou nu dus tegemoetgekomen worden door :

- een vergunningsaanvraag op gemeentelijk niveau;
- een behandeling en toezicht op gemeentelijk niveau.

Juridisch gezien (art 4 van bijlage II van OSPAR) is het zo dat de baggerspecie niet mag gestort worden 'zonder vergunning van hun bevoegde overheden' of reglementering. Strikt juridisch is door een vergunning op gemeentelijk niveau hieraan voldaan. Daarnaast menen wij echter dat een klasse 2 indeling in het VLAREM in de praktijk weinig doeltreffend is en diverse risico's inhoudt en dit om de volgende redenen:

- door de indeling volgens klasse 2 wordt het terugstorten van baggerspecie tot de gemeentelijke bevoegdheid teruggebracht. Dit houdt de volgende belangrijke problemen in:
 - de problematiek van het terugstorten van baggerspecie overschrijdt duidelijk de gemeentelijke, zelfs de provinciale bevoegdheid zowel geografisch gezien als inzake omvang;
 - door het terugbrengen van het terugstorten van baggerspecie tot op het niveau van de gemeentelijke bevoegdheid loopt men het risico op de interferentie van lokale gevoeligheden die in feite niet bepalend mogen zijn voor een problematiek die zich op een hoger bevoegdheidsniveau situeert. Bijgevolg kan worden verwacht dat de bevoegde gemeenten zullen uitgaan van het NIMBY-principe;
 - door het ontbreken van precedentes of andere reglementaire bepalingen is er het risico dat de toelating om het terugstorten te laten uitvoeren geweigerd wordt op basis van andere milieuwetgeving (bvb. wetgeving op de verontreiniging van oppervlaktewateren van 1971);
 - men kan zich afvragen op er op gemeentelijk niveau steeds voldoende expertise is om de milieu-aspecten gerelateerd aan het terugstorten van baggerspecie goed te kunnen inschatten en aldus een goed toezicht te houden;

- het lijkt geen efficiënte aanpak om de rapporteringsverplichtingen in het kader van OSPAR te laten uitvoeren via de gemeenten, een directe rapportering aan de BMM lijkt hier aangewezen;
- tenslotte dient nogmaals benadrukt te worden dat een consistentie inzake beleid noodzakelijk is. Aldus kan vermeden worden dat toelatingseisen of vergunningseisen verschillen van gemeente tot gemeente, zelfs van provincie tot provincie gezien de actuele stortplaatsen in de Beneden-Zeeschelde gesitueerd zijn in verschillende provincies.

Rekening houdend met deze elementen wordt voorgesteld om het 'terugstorten van baggerspecie en/of ruimingspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is' te regelen op een voldoende hoog niveau wat concreet gezien een regeling op gewestelijk ambtelijk of ministerieel niveau inhoudt. Dit omwille van het overkoepelend karakter (provinciegrensoverschrijdend) en de complexiteit van de problematiek evenals omwille van de vlotte rapportering. Om deze reden wordt voorgesteld om de verplichtingen ter zake van OSPAR onder de vorm van een Ministerieel Besluit (Vlaamse Minister van Leefmilieu) te regelen, waarbij bij de uitwerking van het reglementair kader overleg gepleegd wordt tussen de Federale en Regionale Administraties, binnen het kader van de Ambtelijke Werkgroep. Een beroepsmogelijkheid zou bestaan op het niveau van de Vlaamse Regering. Daarnaast dienen uiteraard nog verdere uitvoeringscriteria uitgewerkt te worden, meer specifiek toelaatbaarheidscriteria voor het terugstorten. Dit maakt het voorwerp uit van deze studie.

3. UITWERKING VAN DE ECOTOXICOLOGISCHE BASIS VOOR DE SEDIMENTKWALITEITSCRITERIA

Voor elk van de te onderzoeken stoffen werd een uitgebreid onderzoek uitgevoerd omtrent de ecotoxicologische karakteristieken. Hierbij werd in eerste instantie gebruik gemaakt van de gegevens, verzameld door Mergaert & Vanhaecke (1996). Deze werden via een literatuurstudie aangevuld met meer recente gegevens omtrent ecotoxicologische effecten in brakwatermilieu. Gezien het gering aantal gegevens voor dit milieu werden tevens resultaten van voornamelijk gestandaardiseerde testen voor het zoetwatermilieu in beschouwing genomen. In bijlage 1 zijn voor de verschillende stoffen de beschikbare gegevens samengevat.

Met het oog op de interpretatie van de ecotoxicologische gegevens en de uitwerking van 'veilige concentraties' zijn de volgende waarden van bijzonder belang:

- de L(E)C₅₀-waarden voor elke groep of trofisch niveau van organismen: deze werd bepaald door het geometrisch gemiddelde te nemen van de beschikbare L(E)C₅₀-waarden. Door het geometrisch gemiddelde te nemen wordt het effect van uitschieters enigszins opgevangen en afgevlakt. Tevens werden uitschieters waarvan de proefomstandigheden niet duidelijk waren niet in aanmerking genomen. De L(E)C₅₀ is de concentratie waarbij 50% van de organismen het beschouwde effect (mortaliteit, behalve bij algen) vertonen;
- de NOEC ('No Observed Effect Concentration') voor elke groep of trofisch niveau van organismen: ook hier werd per groep het geometrisch gemiddelde genomen. De NOEC geeft de hoogste concentratie aan waarbij geen effecten konden geregistreerd worden;
- de LOEC ('Lowest Observed Effect Concentration') voor elke groep of trofisch niveau van organismen: hierbij werd de laagste betrouwbare (proefomstandigheden duidelijk beschreven) waarde geselecteerd per groep of trofisch niveau van organismen. Deze waarde geeft dan de laagste concentratie aan waarbij effecten kunnen vastgesteld worden.

In tabel 1 zijn de geometrisch gemiddelde waarden van de L(E)C₅₀ en de NOEC weergegeven.

Tabel 1: geometrisch gemiddelde waarden voor L(E)C₅₀ en NOEC per organismegroep

Component	Organismegroep	L(E)C ₅₀	NOEC
Arseen	Algen	-	200 µg/l
	Anneliden	500 mg/l	125.000 µg/l
	Mollusken	5,6 mg/l	1.000 µg/l
	Crustaceeën	3,6 mg/l	90 µg/l
	Vissen	16,48 mg/l	1.490 µg/l

Zink	Algen	0,064 mg/l	500 µg/l
	Anneliden	2,04 mg/l	-
	Mollusken	0,68 mg/l	-
	Crustaceeën	0,85 mg/l	100 µg/l
	Vissen	12,8 mg/l	237 µg/l
Cadmium	Algen	0,33 mg/l	50 µg/l
	Anneliden	3,04 mg/l	-
	Mollusken	2,02 mg/l	-
	Crustaceeën	0,13 mg/l	100 µg/l
	Vissen	1,66 mg/l	5,35 µg/l
Chroom	Algen	0,98 mg/l	63 µg/l
	Anneliden	6,27 mg/l	-
	Mollusken	16,24 mg/l	-
	Crustaceeën	6,85 mg/l	700 µg/l
	Vissen	35,1 mg/l	63 µg/l
Koper	Algen	0,010 mg/l	-
	Anneliden	0,181 mg/l	-
	Mollusken	0,050 mg/l	10 µg/l
	Crustaceeën	0,185 mg/l	100 µg/l
	Vissen	0,304 mg/l	100 µg/l
Kwik	Algen	0,1 mg/l	100 µg/l
	Anneliden	0,085 mg/l	-
	Mollusken	0,024 mg/l	-
	Crustaceeën	13,4 µg/l	7 µg/l
	Vissen	326 µg/l	0,86 µg/l
Lood	Algen	0,5 mg/l	10 µg/l
	Anneliden	6,9 mg/l	-

	Mollusken	1,51 mg/l	200 µg/l
	Crustaceeën	1,55 mg/l	< 30 µg/l
	Vissen	1,51 mg/l	35,5 µg/l
Nikkel	Anneliden	10,6 mg/l	-
	Mollusken	5,6 mg/l	-
	Crustaceeën	2,5 mg/l	90 µg/l
	Vissen	90,34 mg/l	380 µg/l
TBT	Algen	0,29 µg/l	4,87 µg/l
	Anneliden	-	2 µg/l
	Mollusken	3,03 µg/l	0,017 µg/l
	Crustaceeën	2,79 µg/l	160 µg/l
	Vissen	5,86 µg/l	0,79 µg/l
PAK			
Benzo(a)pyreen	Algen	10,5 µg/l	-
	Anneliden	1.000 µg/l	-
	Crustaceeën	2,7 µg/l	-
	Vissen	2,6 µg/l	-
Acenaphthyleen	Crustaceeën	490 µg/l	-
Benz(a)antraceen	Algen	90,1 µg/l	3 µg/l
	Crustaceeën	4,9 µg/l	-
	Vissen	1,8 µg/l	-
Naphthaleen	Algen	8,39 mg/l	-
	Crustaceeën	4,24 mg/l	-
	Anneliden	3,8 mg/l	-

Fluoreen	Mollusken	2,15 mg/l	-
	Vissen	1,36 mg/l	550 µg/l
	Anneliden	1 mg/l	-
	Crustaceeën	0,27 mg/l	-
	Vissen	-	67 µg/l
Pyreen	Crustaceeën	37 µg/l	-
	Mollusken	40 µg/l	-
	Vissen	8,16 µg/l	-
Benzo(ghi)peryleen	Crustaceeën	0,2 µg/l	-
Chryseen	Algen	-	0,001 mg/l
	Anneliden	1 mg/l	-
	Crustaceeën	6,6 µg/l	-
Dibenz(a,h)antraceen	Anneliden	1 mg/l	-
	Crustaceeën	0,4 µg/l	-
Benzo(b)fluorantheen	Crustaceeën	0,38 µg/l	-
Benzo(k)fluorantheen	Crustaceeën	0,49 µg/l	-
Acenaphtheen	Algen	0,3 mg/l	-
	Anneliden	7,69 mg/l	-
	Mollusken	1,14 mg/l	-

Antraceen	Crustaceeën	0,66 mg/l	121,2 µg/l
	Vissen	3,09 mg/l	699 µg/l
	Algen	300 µg/l	-
	Crustaceeën	325 µg/l	-
	Vissen	78,3 µg/l	-
Fluorantheen	Algen	49,5 mg/l	-
	Anneliden	0,5 mg/l	-
	Mollusken	10,71 mg/l	-
	Crustaceeën	0,023 mg/l	11 µg/l
	Vissen	143,6 µg/l	-
Phenantreen	Algen	0,65 mg/l	600 µg/l
	Anneliden	0,33 mg/l	-
	Mollusken	0,19 mg/l	-
	Crustaceeën	0,24 mg/l	128 µg/l
	Vissen	0,213 mg/l	387 µg/l
Indeno(1,2,3,cd)pyreen	Crustaceeën		1,8 µg/l
	Vissen		3 µg/l
<u>PCB</u>			
Gemiddelde van arochlormengsels	Crustaceeën	22 µg/l	1,7 µg/l
	Vissen	55 µg/l	-
PCB77	Vissen	250 mg/l	-
PCB81	Vissen	15,61 mg/l	-
PCB101	Crustaceeën	>10 µg/l	-

PCB126	Vissen	219 µg/l	-
5 congenere	Vissen	-	25 µg/l
Minerale olie	Anneliden	2,5 mg/l	-
	Mollusken	>5,4 mg/l	0,1 mg/l
	Crustaceeën	2,6 mg/l	-
	Vissen	13,9 mg/l	3 mg/l
EOX			
Dieldrin	Mollusken	32,6 µg/l	-
	Crustaceeën	208 µg/l	0,49 µg/l
	Vissen	3,7 µg/l	0,35 µg/l
Endrin	Vissen	0,46 µg/l	-
1,2-dichloorbenzeen	Vissen	1.595 µg/l	-
	Crustaceeën		630 µg/l
1,3-dichloorbenzeen	Crustaceeën	-	387 µg/l
	Vissen	-	1.000 µg/l
1,4-dichloorbenzeen	Crustaceeën	-	300 µg/l
	Vissen	1.120 µg/l	570 µg/l
1,2,4-trichloorbenzeen	Vissen	1.877 µg/l	401 µg/l
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	Vissen	-	250 µg/l
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	Vissen	3.464 µg/l	-

2,4-dichloorfenol	Crustaceeën	-	210 µg/l
	Vissen	2.630 µg/l	403 µg/l
2,4,6-trichloorfenol	Crustaceeën	-	329 µg/l
	Vissen	941 µg/l	-
2,4,5-trichloorfenol	Vissen	-	245 µg/l
2,3,4,6-tetrachloorfenol	Vissen	334 µg/l	-
pentachloorfenol	vissen	156 µg/l	78 µg/l

In tabel 2 wordt overzicht verstrekt van de LOEC-waarden van alle beschouwde componenten.

Tabel 2: overzicht van de LOEC-waarden voor de verschillende organismegroepen

component	Organismegroep	Effectconcentratie
Arseen	crustaceeën	0,232 mg/l
	anneliden	>14,5 mg/l
	mollusken	3,49 mg/l
	vissen	0,05 mg/l
Zink	algen	63 µg/l
	coelenteraten	3000 µg/l
	echinodermen	14 µg/l
	anneliden	30 µg/l
	mollusken	25 µg/l

Cadmium	crustaceeën	0,29 mg/l
	vissen	120 µg/l

	crustaceeën	5 µg/l
	vissen	0,53 µg/l
	algen	0,15 mg/l
	anneliden	158 µg/l
Chroom	mollusken	6,4 µg/l
	echinodermen	0,5 mg/l
	algen	32 µg/l
	anneliden	0,03 mg/l
	mollusken	4,47 mg/l
	crustaceeën	31,5 µg/l
	echinodermen	32 mg/l
Koper	vissen	13,3 mg/l
	algen	10 µg/l
	phytoplankton	1 µg/l
	crustaceeën	6 µg/l
	coelenteraten	1,5 µg/l
	echinodermen	8 µg/l
	anneliden	35 µg/l
	mollusken	5,3 µg/l
Kwik	vissen	25 µg/l
	phytoplankton	1,5 µg/l

Lood	algen	10 µg/l
	coelenteraten	1,65 µg/l
	anneliden	17 µg/l
	mollusken	0,3 µg/l
	crustaceeën	1,2 µg/l
	vissen	10 µg/l
	plankton	10 mg/l
	protozoeën	0,5 mg/l
	algen	200 µg/l
	anneliden	740 µg/l
	mollusken	0,3 mg/l
	crustaceeën	<16 µg/l
Nikkel	vissen	19 µg/l
	mollusken	310 µg/l
	Echinodermen	590 µg/l
	Anneliden	130 µg/l
	Crustaceeën	80 µg/l
TBT	vissen	7,96 mg/l
	Algen	50 µg/l
	Mollusken	0,02 µg/l
	Lophophoren	0,1 µg/l
	Coelenteraten	0,5 µg/l
	Anneliden	0,04 µg/l
	Echinodermaten	0,032 µg/l

Benzo(a)pyreen	Crustaceeën	0,3 µg/l
	Vissen	0,013 µg/l
	Anneliden	>1 mg/l
	Vissen	0,1 µg/l
	Algen	2,5 µg/l
Acenaphthyleen	crustaceeën	5 µg/l
	crustaceeën	490 µg/l
Benz(a)antraceen	crustaceeën	6,6 µg/l
	Algen	14 µg/l
Naphthaleen	Vissen	0,11 mg/l
	mollusken	5 mg/l
	crustaceeën	1 mg/l
	anneliden	3,8 mg/l
Fluoreen	anneliden	1 mg/l
	crustaceeën	270 µg/l
Pyreen	crustaceeën	14 µg/l
	vissen	2,6 µg/l
Benzo(ghi)peryleen	crustaceeën	0,2 µg/l
chryseen	algen	300 µg/l

	crustaceeën	6,6 µg/l
	anneliden	> 1 mg/l
Dibenz(a,h)antraceen	anneliden	>1 mg/l
Benzo(b)fluorantheen	crustaceeën	0,38 µg/l
Benzo(k)fluorantheen	crustaceeën	0,17 µg/l
Acenaphtheen	anneliden	3,6 mg/l
	mollusken	3,4 mg/l
	crustaceeën	245 µg/l
	echinodermaten	8,1 mg/l
	vissen	2,3 mg/l
Antraceen	crustaceeën	35 µg/l
	vissen	15,2 µg/l
Fluorantheen	algen	45 mg/l
	crustaceeën	16,1 µg/l
	anneliden	500 µg/l
	mollusken	10,7 mg/l
	echinodermaten	3,9 µg/l
	vissen	159 µg/l
Fenantreen	Crustaceeën	17,7 µg/l
	Vissen	108 µg/l

ΣPAK	Anneliden	185,4 µg/l
	Mollusken	>245 µg/l
	Algen	11,3 mg/l
	Echinodermen	4,05 mg/l
	Anneliden	1,51 mg/l
	Mollusken	4,83 mg/l
	Crustaceeën	124 µg/l
PCB	Vissen	385 µg/l
Arochlor 1254	Crustaceeën	0,94 µg/l
	Vissen	0,32 µg/l
Arochlor 1242	Crustaceeën	10 µg/l
	Vissen	1 µg/l
Arochlor 1248	crustaceeën	52 µg/l
	Vissen	3,4 µg/l
Arochlor 1221	Vissen	500 µg/l
Arochlor 1232	Vissen	30 µg/l
Arochlor 1260	Vissen	51 µg/l
PCB126	Vissen	219 µg/l

Minerale olie	Mollusken	100 µg/l
	anneliden	2,3 mg/l
	Crustaceeën	360 µg/l
	Vissen	330 µg/l
	Echinodermen	1 mg/l
<u>EOX</u>		
Dieldrin	Anneliden	0,3 µg/l
	Mollusken	31,2 µg/l
	Crustaceeën	190 µg/l
	Vissen	1,4 µg/l
Endrin	Vissen	0,33 µg/l
1,2-dichloorbenzeen	Vissen	1.580 µg/l
1,4-dichloorbenzeen	Vissen	1.120 µg/l
1,2,4-trichloorbenzeen	Vissen	1.520 µg/l
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	Vissen	1.200 µg/l
2,4-dichloorfenol	Vissen	2.630 µg/l
2,4,6-trichloorfenol	Vissen	573 µg/l

2,3,4,6-tetrachloorfenol	Vissen	334 µg/l
pentachloorfenol	Vissen	115 µg/l

Vooraleer tot een bespreking van de resultaten over te gaan dienen de volgende belangrijke opmerkingen geformuleerd te worden:

- inzake PAK's is het aantal gegevens per individuele stof soms zeer beperkt. Dit is mede te wijten aan de geringe oplosbaarheid van sommige PAK's. Daarnaast blijken de concentraties waarbij zich ecotoxicologische effecten voordoen soms grote verschillen te vertonen tussen de PAK's. Gezien het gering aantal gegevens is het soms niet mogelijk het realisme van deze verschillen na te gaan. PAK's worden dan ook veelal als groep beschouwd. Rekening houdend met het bovenstaande zal verder in deze studie voor de PAK's een groepsparameter worden opgesteld. Daartoe wordt gebruik gemaakt van de groep van 10 PAK's welke ook door OVAM wordt gehanteerd bij bodemonderzoeken. Het betreft de volgende stoffen:
 - naftaleen;
 - fenantreen;
 - fluorantheen;
 - benzo(a)antraceen;
 - chryseen;
 - benzo(b)fluorantheen;
 - benzo(k)fluorantheen;
 - benzo(a)pyreen;
 - benzo(g,h,i)peryleen;
 - indeno(1,2,3-cd)pyreen.
- inzake PCB's stelt zich een gelijkaardig probleem. De beschikbare ecotoxiciteitsgegevens betreffen bijna steeds mengsels van PCB's (arochlormengsels). De gegevens omtrent de individuele PCB's zijn te schaars om betrouwbare criteria te kunnen opstellen. Om die reden zal ook voor de PCB's een groepsparameter worden voorgesteld.
- EOX is een groep van gehalogeneerde koolwaterstoffen. Deze groepsparameter omvat zowel talrijke gechloreerde pesticiden als talrijke gechloreerde solventen met duidelijk verschillende

ecotoxiciteit. In het bestek van deze studie is het niet mogelijk om voor enkele tientallen stoffen alle ecotoxiciteitsgegevens op te sporen. Om deze reden werd voor EOX uitgegaan van de NOEC van een aantal belangrijke stoffen die deel uitmaken van de EOX-groep om uiteindelijk tot een 'gemiddelde' waarde te komen.

Hierna volgt een beknopte bespreking en interpretatie van de ecotoxicologische gegevens per stof.

Arseen

Uit tabel 1 blijkt dat de crustaceeën de meest gevoelige organismegroep zijn. Dit is te wijten aan de grote gevoeligheid van *Daphnia sp.* (zie bijlage 1). Uit de gegevens in bijlage blijkt verder dat de zoetwatervissen even of minder gevoelig zijn voor arseen dan de zoutwatervissen.

In de studie voor de Noordzee (Mergaert & Vanhaecke, 1996) waren de mollusken de meest gevoelige groep. Er dient evenwel te worden opgemerkt dat de ecotoxiciteit voor mollusken en crustaceeën elkaar bijna evenaarden.

Zink

De mariene algen zijn het meest gevoelig voor zink op basis van hun LE_{50} -waarde, gevolgd door de mollusken (LC_{50}) en de crustaceeën (LC_{50}). De NOEC-waarde is echter het laagst voor de crustaceeën zodat deze als meest gevoelige groep werden weerhouden. Voor mollusken waren geen NOEC-waarden beschikbaar. De hogere NOEC-waarde voor zoetwateralgen is afkomstig uit één onderzoek waarbij een multispeciëstest werd uitgevoerd.

Op basis van de NOEC-waarde blijken de zoetwatervissen gevoeliger te zijn dan de zoutwatervissen.

Cadmium

Uit tabel 1 kan op basis van de $L(E)C_{50}$ -waarden afgeleid worden dat de crustaceeën het meest gevoelig zijn voor cadmium, gevolgd door de algen. Volgens de NOEC-waarden zijn echter de vissen het meest gevoelig, gevolgd door de algen en de crustaceeën. Er dient opgemerkt te worden dat de NOEC-waarde voor crustaceeën slechts op één gegeven gebaseerd is. Uiteindelijk worden de vissen als meest gevoelige groep voor cadmium weerhouden.

Uit een vergelijking van de LC_{50} -waarden voor vissen met deze uit de studie van Mergaert & Vanhaecke (1996) blijkt dat de zoetwatervissen gevoeliger zijn dan de zoutwatervissen. Er dient te worden opgemerkt dat er slechts één LC_{50} -waarde voor zoetwatervissen beschikbaar was.

Chroom

Volgens de $L(E)C_{50}$ -waarden zijn de algen het meest gevoelig voor chroom en volgens de NOEC-waarden even gevoelig als de vissen. Inzake de LC_{50} -waarden is dit te wijten aan de grote gevoeligheid van de zoetwateralgen. Op basis van de LC_{50} -waarden zijn de vissen het minst gevoelig voor chroom. De algen worden weerhouden als meest gevoelige organisme.

Koper

Uit de L(E)C₅₀-waarden blijkt dat de algen het meest gevoelig zijn voor koper, gevolgd door de mollusken. Op basis van de NOEC-waarden kan worden geconcludeerd dat de mollusken het meest gevoelig zijn zodat deze weerhouden worden als meest gevoelige soort. Er dient echter opgemerkt te worden dat voor de algen geen NOEC-gegevens beschikbaar waren.

Kwik

Uit de LC₅₀-waarden in tabel 1 blijken de mollusken het meest gevoelig te zijn aan kwik. De vissen zijn het minst gevoelig op basis van deze LC₅₀-waarden maar het meest gevoelig op basis van de NOEC-waarden en worden weerhouden als meest gevoelige groep. Voor mollusken waren echter geen NOEC-gegevens beschikbaar.

Lood

Op basis van de L(E)C₅₀-waarden zijn de algen het meest gevoelig voor lood, gevolgd door de vissen en de mollusken, voor dewelke ongeveer eenzelfde geometrische LC₅₀-waarde werd bekomen. Op basis van de NOEC-waarden zijn de algen het meest gevoelig voor lood, gevolgd door de curstaceën. De algen worden als meest gevoelige soort weerhouden.

Nikkel

De crustaceën zijn het meest gevoelig voor nikkel, zowel op basis van de LC₅₀- als van de NOEC-waarden. De zoetwatercrustaceën zijn gevoeliger dan hun mariene soortgenoten. Dit is vooral van toepassing op de *Hyaella* sp.

TBT

Uit tabel 1 blijken de EC₅₀-waarde het laagst te zijn voor de algen, de vissen zijn het minst gevoelig (LC₅₀). Er dient opgemerkt te worden dat de gegevensset van de algen geringer is dan deze van de vissen zodat deze laatste meer betrouwbaar kunnen geacht worden. Dit komt in feite tot uiting in de NOEC-waarden, die het hoogst zijn voor algen en het laagst zijn voor mollusken, die uiterst gevoelig blijken te zijn voor TBT. De discrepantie tussen de LE₅₀- en NOEC-waarden voor de algen is te wijten aan het feit dat de LE₅₀ gebaseerd is op gegevens van mariene soorten terwijl en NOEC gebaseerd is op gegevens van zowel mariene als van de minder gevoelige zoetwatersoorten.

PAK

Benzo(a)pyreen

Voor benzo(a)pyreen zijn enkel L(E)C₅₀-gegevens beschikbaar, welke het laagst zijn voor de zoetwatervissen.

Acenaftyleen

De enige beschikbare ecotoxicologische waarde is een LC₅₀-waarde voor crustaceeën.

Benz(a)antraceen

Op basis van de L(E)C₅₀-waarden zijn de vissen het meest en de algen het minst gevoelig voor benz(a)antraceen. Inzake de NOEC-waarden is enkel een waarde voor algen beschikbaar, gebaseerd op één studie. Bijgevolg worden op basis van de L(E)C₅₀-waarden de vissen als meest gevoelige organisme weerhouden.

Naftaleen

Op basis van de L(E)C₅₀-waarden zijn de vissen de meest gevoelige groep voor naftaleen. Inzake NOEC-waarden is enkel een waarde voor vissen beschikbaar. Gezien deze gebaseerd is op meerdere studies wordt deze waarde in aanmerking genomen voor de verdere uitwerking van sedimentkwaliteitscriteria.

Fluoreen

Volgens de LC₅₀-waarden zijn de crustaceeën de meest gevoelige groep. Voor vissen is geen LC₅₀-waarde beschikbaar. Inzake NOEC-waarden is enkel een waarde voor vissen gekend.

Pyreen

Voor pyreen zijn geen NOEC-waarden beschikbaar. Op basis van de LC₅₀-waarden komen de zoetwatervissen naar voor als meest gevoelige groep.

Benzo(g,h,i)peryleen

Er is enkel een LC₅₀-waarde beschikbaar voor zoetwatercrustaceeën, meer bepaald *Daphnia sp.*, gebaseerd op één onderzoek.

Chryseen

Op basis van de LC₅₀-waarden zijn de crustaceeën de meest gevoelige groep. Voor algen is dergelijke waarde niet beschikbaar. Inzake NOEC-waarden is enkel voor algen een waarde gekend.

Dibenz(a,h)antraceen

De zoetwatercrustaceeën, meer bepaald *Daphnia sp.*, vormen de gevoeligste groep. Er zijn geen gegevens beschikbaar inzake NOEC-waarden.

Benzo(b)fluorantheen

Er is enkel een LC₅₀-waarde gekend voor crustaceeën, gebaseerd op één onderzoek.

Benzo(k)fluorantheen

Er is enkel een LC₅₀-waarde gekend voor crustaceeën, afkomstig van twee onderzoeken.

Acenafteen

Voor de belangrijkste organismegroepen zijn LC₅₀-waarden gekend. Hieruit blijkt dat de algen de meest gevoelige groep vormen, gevolgd door de crustaceeën en de mollusken. Er zijn NOEC-waarden beschikbaar voor vissen en crustaceeën. De laagste waarde wordt teruggevonden voor deze laatste groep en is gebaseerd op verschillende onderzoeken.

Antraceen

Er zijn enkel LC₅₀-waarden beschikbaar. Voor crustaceeën en vissen zijn deze gebaseerd op een uitgebreide dataset van zoetwaterspecies. De zoetwatervissen blijken de meest gevoelige groep te zijn.

Fluorantheen

Voor de belangrijkste organismegroepen zijn LC₅₀-waarden gekend. Voor vissen en crustaceeën zijn deze gebaseerd op een uitgebreide gegevensset. Hieruit blijkt dat de crustaceeën de meest gevoelige organismen zijn, gevolgd door de vissen en de anneliden. Inzake NOEC-gegevens is enkel een waarde gekend voor crustaceeën, welke gebaseerd is op verschillende onderzoeken met de mariene soort *Mysidopsis bahia*.

Fenantreen

Voor de belangrijkste organismegroepen zijn LC₅₀-waarden gekend. Voor algen en crustaceeën zijn deze gebaseerd op een uitgebreide gegevensset. Hieruit blijkt dat de mollusken de meest gevoelige organismen zijn, gevolgd door de vissen en de crustaceeën. Inzake NOEC-gegevens zijn waarden gekend voor algen, crustaceeën en vissen. De crustaceeën vormen de meest gevoelige groep.

Indeno(1,2,3,cd)pyreen

Er zijn enkel NOEC-gegevens beschikbaar en dit voor vissen en crustaceeën. Uit deze gegevens blijkt dat de crustaceeën, meer bepaald *Daphnia sp.*, de meest gevoelige groep zijn.

PCB's

Er zijn weinig ecotoxiciteitsgegevens beschikbaar van individuele PCB's. Er bestaat wel een uitgebreide dataset inzake de toxiciteit van arochlormengsels voor vissen en crustaceeën. Daarom wordt voor de PCB's een somparameter gehanteerd.

De gemiddelde LC₅₀-waarden voor arochlormengsels zijn het laagst voor crustaceeën. Inzake de NOEC-gegevens is enkel een waarde voor crustaceeën gekend. Deze is gebaseerd op verschillende onderzoeken met mariene organismen.

Minerale olie

Er zijn ecotoxicologische gegevens voor verschillende types van minerale olie beschikbaar. Enkel de gegevens gebaseerd op de wateroplosbare fractie werden gebruikt ter bepaling van de geometrisch gemiddelde ecotoxiciteitswaarden gezien deze fractie verantwoordelijk is voor de toxiciteit naar aquatische organismen toe.

Uit de LC₅₀-waarden blijkt dat de anneliden het meest gevoelig zijn voor minerale olie, gevolgd door de crustaceën. Inzake de NOEC-waarden zijn enkel gegevens beschikbaar voor mollusken en vissen waarbij de mollusken het gevoeligst blijken te zijn.

EOX

De EOX-groep omvat extraheerbare organische gehalogeneerde verbindingen. Gezien diverse componenten van deze groep gekenmerkt worden door een hoge vluchtigheid zullen deze nooit langere tijd aanwezig zijn in concentraties die effecten kunnen veroorzaken bij waterorganismen (Mergaert & Vanhaecke, 1994). De belangrijkste componenten van deze groep zijn gechloreerde solventen, PCB's en gechloreerde bestrijdingsmiddelen (DDT, drins, HCH-verbindingen,...). Voor EOX op zich bestaan geen ecotoxiciteitsgegevens. De geometrisch gemiddelde LC₅₀- en NOEC-waarden voor een aantal componenten uit de groep zijn samengevat in de tabel 1. In tabel 2 zijn de beschikbare LOEC-waarden voor de belangrijke componenten uit de EOX-groep weergegeven.

4. ONDERZOEK NAAR DE INVLOED VAN DE BIOBESCHIKBAARHEID

4.1. Algemeen

Naast de ecotoxiciteit van een component wordt het risico voor de biota bepaald door de mate waarin de stof biobeschikbaar is. Inzake risico-evaluatie resulteert dit in een inschatting van de aanwezigheid van de component in het milieucompartiment van het beschouwde organisme.

De verdeling van een stof over de verschillende milieucompartimenten is afhankelijk van haar fysico-chemische eigenschappen en wordt uitgedrukt door partitiecöëfficiënten (Mergaert & Vanhaecke, 1996). In het kader van deze studie zijn vooral de compartimenten water en sediment van belang. De verdeling van een component tussen deze compartimenten wordt uitgedrukt door de K_d -waarde:

$$K_d = C_s / C_w$$

Waarbij C_s = stofconcentratie in het sediment ($\mu\text{g/kg}$)

C_w = stofconcentratie in de waterfase ($\mu\text{g/l}$)

Uit bovenstaande formule kan worden geconcludeerd dat de biobeschikbaarheid van een stof voor waterorganismen omgekeerd evenredig is met de K_d -waarde.

De partitiecöëfficiënt kan worden beïnvloed door de fysico-chemische eigenschappen van het milieucompartiment. De voornaamste factoren hierbij zijn de pH, saliniteit en de fractie organisch materiaal.

De fractie organisch materiaal in het sediment is een belangrijke bindingsplaats voor vele organische componenten. Bijgevolg wordt hun verdeling tussen de waterfase en het sediment meestal uitgedrukt door de K_{oc} -factor. Dit is de verhouding van de stofconcentratie in de organische koolstoffractie van het sediment tov de stofconcentratie in het water. Het verband met de K_d -waarde kan als volgt worden voorgesteld:

$$K_{oc} = K_d / f_{oc}$$

Waarbij K_{oc} = partitiecöëfficiënt, genormaliseerd naar organische koolstof (l/gOC)

f_{oc} = fractie organische koolstof in het sediment (gOC/kg)

De binding van componenten aan organisch materiaal betekent niet altijd dat de stof niet meer biobeschikbaar is voor het waterorganisme. Sommige dieren grazen immers op de waterbodem waarbij zij organisch materiaal opnemen en bijgevolg ook de component. In het verteringsstelsel van deze 'deposit-feeders' kunnen de verontreinigende stoffen vervolgens worden vrijgesteld uit de sedimentpartikels door de lage pH-waarden van de verteringssappen en het organisme nadelig beïnvloeden. Dit effect werd opgevangen door effecten ten opzichte van anneliden te integreren in de ecotoxicologische basis.

Inzake de beschouwde anorganische componenten werd een literatuurstudie uitgevoerd naar de K_d -waarden. Voor de organische componenten werden de K_{oc} -waarden geïnventariseerd. De partiticoëfficiënten voor de verschillende componenten worden achtereenvolgens besproken.

4.2. Partiticoëfficiënten voor anorganische componenten

Hieronder worden de partiticoëfficiënten besproken voor zware metalen en tributyltinverbindingen.

4.2.1. Zware metalen

Het organisch materiaal is een bindingsplaats voor vele componenten. De invloed van deze fractie op de binding van zware metalen blijkt uit onderzoek van Reddy & Dunn (1985). De biobeschikbaarheid ($1/K_d$) is lager indien het gehalte organisch materiaal groter is.

Tabel 3: K_d -waarden voor Ni en Cd in verschillende bodemtypes, naar Reddy & Dunn (1985)

Grondtype	Bodemfracties	Bodemsamenstelling	K_d nikkel (l/kg)	K_d zink (l/kg)
Kleiige grond	% klei	44	388	684
	% leem	16		
	% organisch materiaal	2		
	pH	6,7		
Lemige grond	% klei	20	227	648
	% leem	35		
	% organisch materiaal	2,75		
	pH	6,8		
Zandleem	% klei	15	152	140

	% leem	22		
	% organisch materiaal	2,7		
	pH	5,7		

Door Anderson & Christensen (1988) werd een relatie opgesteld tussen zuurtegraad en partiticoëfficiënt:

$$\text{Log}K_d = \alpha * \text{pH} + \text{log}K_d * (\text{S-H})$$

Waarbij S-H = oppervlakte bindingsplaatsen

α = constante

Bovenstaande formule, uitgewerkt voor verschillende metalen, geeft:

$$\text{Log} K_d (\text{Cd}) = 0.64 \text{ pH} - 1.53$$

$$\text{Log} K_d (\text{Ni}) = 0.60 \text{ pH} - 1.59$$

$$\text{Log} K_d (\text{Zn}) = 0.89 \text{ pH} - 3.16$$

$$\text{Log} K_d (\text{Cu}) = 0.29287 \text{ pH} + 0.2196$$

Deze formules impliceren dat de zuurtegraad omgekeerd evenredig is met de biobeschikbaarheid.

Hassan *et al.* (1996) deden een studie naar de biobeschikbaarheid van zware metalen in zandige sedimenten bij lage gehalten organische koolstof en lage metaalconcentraties. De resultaten zijn weergegeven in onderstaande tabel. De conclusie van Anderson & Christensen (1988) wordt enkel bevestigd voor zink en koper. Bij lood werd zelfs een lagere biobeschikbaarheid vastgesteld bij lagere pH. De conclusie omtrent de invloed van organisch materiaal op de biobeschikbaarheid wordt bij geen enkel metaal bevestigd. Waarschijnlijk is dit te wijten aan te lage concentraties organisch materiaal die aldus weinig invloed uitoefenen op de biobeschikbaarheid.

Tabel 4: relatie tussen pH, OC en K_d voor verschillende zware metalen (Hassan *et al.*, 1996)

metaal	Zand	pH	Korrelverdeling	%OC	initiële concentratie (mg/kg dw)	K_d waarden (l/kg)
Cd	Zeezand	6,3	alle ± 90 % fijn	0,006	< dl	50 ± 11
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	0,16	69 ± 10
	strandzand 2	5,4		0,02	< dl	25 ± 12

Cu	Zeezand	6,3	alle \pm 90 % fijn	0,006	0,08	104 \pm 22
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	0,56	149 \pm 16
	strandzand 2	5,4		0,02	0,05	54 \pm 12
Ni	zeezand	6,3	alle \pm 90 % fijn	0,006	9,24	30 \pm 6
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	27,18	45 \pm 12
	strandzand 2	5,4		0,02	9,18	27 \pm 3
Pb	zeezand	6,3	alle \pm 90 % fijn	0,006	0,41	72 \pm 23
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	0,42	144 \pm 35
	strandzand 2	5,4		0,02	2,86	604 \pm 106
Zn	zeezand	6,3	alle \pm 90 % fijn	0,006	0,24	268 \pm 77
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	5,64	233 \pm 49
	strandzand 2	5,4		0,02	4,67	43 \pm 5

Ook uit onderzoek van Christensen *et al.* (1996) blijkt de invloed van de pH op de biobeschikbaarheid. Voor de beschouwde zware metalen is de biobeschikbaarheid omgekeerd evenredig met de zuurtegraad, zoals eerder voorgesteld door Anderson & Christensen (1988). Deze overeenkomst is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat het verschil in pH groter is dan in het onderzoek van Hassan *et al.* (1996).

Tabel 5: K_d waarden voor metalen in zandige aquifers (Christensen *et al.*, 1996)

metaal	zand	pH	Korrelverdeling	%OC	initiële concentratie (mg/kg dw)	K_d waarden (L/kg)
Cd	diverse stalen	4,9-8,9	5-94 % fijn 0-4 % klei	0,10-4,82	?	2 (pH4,9)–1770 (pH8,8)
Ni	idem	idem	Idem	idem		3 (pH4,9)–7250 (pH8,75)

Davis *et al.* (1996) stelden een K_d -waarde vast voor arseen, zijnde 560 l/kg.

K_d -waarden zijn geen constanten, maar variëren in functie van diverse factoren. Door Radovanovic & Koelmans (1998) is een model uitgewerkt dat K_d -waarden bepaald, rekening houdende met een aantal factoren, waaronder metaalcomplexatie door opgeloste liganden, competitie door andere

kationen, electrostatistische effecten, en oppervlaktecomplexatie van metalen aan gesuspendeerde stoffen. Er werden vier sedimenten en bovenstaande vloeistoffen genomen, van waters met stijgende saliniteit en andere eigenschappen. De resultaten zijn weergegeven in tabel 6.

Tabel 6: invloed van saliniteit op K_d -waarden, naar Radovanovic & Koelmans (1998)

Saliniteit (Cl (mmol/l))	K_d -waarden (10^3 l/kg)				
Metaal	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1 – 5,2	451	14,7	8,14	1413	78,5
0,93 – 5,8	288	25,2	15,7	1294	78,8
6,1-10	134	7,45	9,57	645	46,4
8,9-15	108	7,11	8,64	665	26,6

Uit tabel 6 blijkt dat de K_d -waarden voor de meeste metalen toenemen bij een lagere saliniteit.

O'Reilly-Wiese *et al.* (1997) onderzochten kust- en estuariene sedimenten met volgende samenstelling: chloride: 14-18 ppt, redox: -30-88 mV, %TOC: 1,8-4,8, pH: 7,5-8,5, sulfaten: 1942-2537 mg/l, granulometrie: vooral klei en leem. De gemiddelde K_d -waarden voor een aantal zware metalen zijn weergegeven in tabel 7.

Tabel 7: K_d -waarden in kust- en estuariene sedimenten aan Engelse N.Z. kust, naar O'Reilly-Wiese *et al.* (1997)

K_d -waarden (10^3 l/kg)			
Cd	Cu	Ni	Pb
0,95	6,1	3,4	35,1

Stortelder *et al.* (1989) berekenden gemiddelde K_d -waarden uit een groot aantal meetgegevens voor zware metalen, die betrekking hebben op sediment van de Westerschelde. Een overzicht wordt gegeven in tabel 8.

Tabel 8: gemiddelde K_d -waarden voor Westerschelde, naar Stortelder *et al.* (1989)

Metaal	Gemiddelde K_d (l/g)
Zink	57,5
Kwik	100,5
Arseen	8,9

Koper	39,5
Chroom	276
Cadmium	77
Lood	747
Nikkel	7,5

Gezien voor kwik, lood en chroom weinig tot geen K_d -waarden voor brakwater werden teruggevonden werden de geometrisch gemiddelde waarden uit de studie van Mergaert & Vanhaecke (1996) eveneens opgenomen in de huidige berekening van de weerhouden K_d -waarde.

Tabel 9: geometrisch gemiddelde K_d -waarden, naar Mergaert & Vanhaecke (1996)

Component	Geometrisch gemiddelde K_d -waarde (l/g)
Kwik	37
Lood	40
Chroom	11

4.2.2. TBT verbindingen

De beschikbaarheid van TBT wordt in grote mate bepaald door het gehalte aan organische koolstof in het sediment. De concentraties TBT in de organismen zijn voornamelijk afkomstig van de TBT aanwezig in het interstitieel water (Meador *et al.*, 1997b). In aanwezigheid van humuszuren en bij lage pH neemt de bio-beschikbaarheid van TBT af (Fent & Looser, 1998). De ionaire vorm van TBT (bij lage pH) is blijkbaar minder biobeschikbaar dan de hydroxidevorm.

In een studie van Maguire (1987, in Mergaert & Vanhaecke, 1995) werd voor TBT een K_d -waarde van 6.525 l/kg bekomen.

4.3. Partiticoëfficiënten voor organische componenten

De K_{oc} -waarden uit de literatuur voor PAK's en PCB's worden hierna besproken. Voor de PAK's worden tevens de K_{ow} -waarden in beschouwing genomen gezien voor deze stoffen een verband tussen de K_{ow} en de K_{oc} werd uitgewerkt door Di Toro *et al.* (1991). Dit wordt verder toegelicht onder punt 4.4.

4.3.1. PAK

In tabel 10 wordt een overzicht gegeven van $\log K_{oc}$ -waarden, afkomstig van verschillende auteurs. Bij de berekening van $\log K_{oc}$ door Meador *et al.* (1995) werd rekening gehouden met de totale hoeveelheid PAK in het interstitieel water. Dit is de som van de opgeloste stof en de hoeveelheid, gebonden aan zwevende deeltjes.

Tabel 10: $\log K_{oc}$ - en $\log K_{ow}$ -waarden voor verschillende PAK's, naar Van Hattum *et al.* (1998), Meador *et al.* 1995, Lake *et al.* (1996) en McGroddy *et al.* (1996)

Stof	$\log K_{oc}$ (l/kg)	$\log K_{ow}$ (l/kg)	Referentie
Naphtaleen		3,35	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	5,56	3,34	Meador <i>et al.</i> , 1995
Acenaftyleen	5,78	4,08	//
Acenafteen	6,06	4,08	//
Fluoreen	6,06	4,22	//
Phenantreen		4,57	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,55	4,53	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		4,64	Lake <i>et al.</i> (1996)
//	4,30		McGroddy <i>et al.</i> (1996)
Anthraceen		4,54	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,46	4,53	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		4,73	Lake <i>et al.</i> (1996)
Fluorantheen		5,22	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,47	5,24	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		5,29	Lake <i>et al.</i> (1996)
Pyreen		5,18	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,42	5,07	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		5,12	Lake <i>et al.</i> (1996)
//	5,18		McGroddy <i>et al.</i> (1996)
Benzo(a)anthraceen		5,61	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)

//	7,05	5,90	Meador <i>et al</i> , 1995
//		6,10	Lake <i>et al.</i> (1996)
Chryseen		5,61	Van Hattum <i>et al</i> (1998)
//	6,96	5,77	Meador <i>et al</i> , 1995
//		6,01	Lake <i>et al.</i> (1996)
Benzo(b)fluorantheen		5,98	Van Hattum <i>et al</i> (1998)
Benzo(k)fluorantheen		6,04	//
Benzo(a)pyreen		6,04	//
//	6,92	6,23	Meador <i>et al</i> , 1995
//		6,57	Lake <i>et al.</i> (1996)
Benzo(e)pyreen	6,88	6,10	Meador <i>et al</i> , 1995
Peryleen		6,53	Lake <i>et al.</i> (1996)
//	7,02	6,39	Meador <i>et al</i> , 1995
Dibenzo(ah)anthraceen		7,11	Van Hattum <i>et al</i> (1998)
//	6,97	6,47	Meador <i>et al</i> , 1995
Benzo(ghi)peryleen		7,04	Van Hattum <i>et al</i> (1998)
//	6,85	7,03	Meador <i>et al</i> , 1995
Indeno(123-cd)pyreen		7,04	Van Hattum <i>et al</i> (1998)
//	6,98	7,43	Meador <i>et al</i> , 1995

Ook de partikelgrootte van opgelost materiaal blijkt van belang voor het al dan niet binden van PAK's. In een studie van Leppard *et al* (1998) blijkt dat PAK's meer absorberen aan grotere partikels (fijne fractie: $>0,45\mu\text{m}$; grove fractie: $>20\mu\text{m}$ tot $>80\mu\text{m}$). Dit zou te wijten zijn aan het grotere bindingsoppervlak van deze deeltjes en hun grote porositeit. Dit kan de biobeschikbaarheid voor kleinere aquatische organismen beïnvloeden gezien zij grote partikels niet kunnen opnemen.

Apolaire organische xenobiotische stoffen zoals PAK's kunnen binden op organisch materiaal. Dit organisch materiaal is onder meer aanwezig als een film rondom opgeloste minerale deeltjes. De mate waarin dit organisch materiaal aan de minerale fractie gebonden is, en dus de biobeschikbaarheid, hangt af van verschillende factoren waaronder oppervlaktelading van de

mineralen en de grootte van het bindingsoppervlak, aard van het organisch materiaal, ionaire aard van de waterfase,...Bijgevolg kunnen sedimenten met eenzelfde gehalte aan organische koolstof een verschillende bindingsaffiniteit hebben voor xenobionten, afhankelijk van de partikelgrootte en de omgevingsfactoren. Gezien de bindingsaffiniteit afhangt van de partikelgrootte zal de biobeschikbaarheid verschillend zijn voor bentische 'selective feeders' (Kukkonen, J. *et al.*, 1996).

PAK's zijn minder mobiel naarmate hun moleculair gewicht toeneemt (Slooff *et al.*, 1989). Hun gedrag in de bodem kan onder meer worden voorspeld adhv de K_{sw} -factor, zijnde de verhouding van de concentratie van de stof in bodemdeeltjes tov de concentratie in grondwater. Deze factor staat als volgt in relatie tot de K_{ow} -factor:

$$\log K_{sw} = \log K_{ow} + \log f_{oc} - 0,26$$

Waarbij K_{sw} : de verhouding van de concentratie van de stof in bodemdeeltjes tov de concentratie in grondwater

Hieruit blijkt opnieuw het belang van het organisch materiaal. Uit bovenstaande formule blijkt dat het gehalte organische koolstof omgekeerd evenredig is met de biobeschikbaarheid.

Baumard *et al.* (1998) stelden een vergelijking op inzake de verdeling van PAK's tussen het sediment en de waterfase, in functie van de octanol-waterpartitiecoëfficiënt (K_{ow}):

$$\log K_p = 1,15 * \log K_{ow} - 2,53$$

Waarbij K_p : de verhouding van de stof tussen het sediment en de waterfase

Deze relatie werd uitgewerkt in tabel 11.

Tabel 11: K_p - en K_{ow} -waarden voor PAK's, naar Baumard *et al.* (1998)

PAK	$\log K_p$	$\log K_{ow}$
Antraceen	2,73	4,57
Fenantreen	2,73	4,57
Fluoranteen	3,42	5,17
Benzo(a)antraceen	4,19	5,84
Chryseen	4,19	5,84
Benzo(k)fluoranteen	4,88	6,44

Benzo(a)pyreen	4,88	6,44
Benzo(ghi)peryleen	5,57	7,04
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	5,57	7,04
Trifenyleen	4,01	5,69
Benzo(b)fluorantheen	4,88	6,44
Benzo(j)fluorantheen	4,88	6,44
Peryleen	4,88	6,44
Dibenz(a,h)antraceen	5,65	7,11
Dibenz(a,c)antraceen	5,65	7,11
Benzo(e)pyreen	4,88	6,44

4.3.2. PCB

Uit onderzoek van Larsson & Södergren (1987) blijkt dat de flux van PCB's uit sediment naar water en lucht groter is tijdens de zomer. Dit zou te wijten zijn aan de perturbatie van het sediment door benthische invertebraten en een verhoogde gasproductie in het sediment.

Tabel 12 geeft de $\log K_{oc}$ -waarde voor een aantal arochlormengsels, geïnventariseerd door Montgomery & Welkom (1990).

Tabel 12: $\log K_{oc}$ -waarden voor arochlormengsels

PCB vorm	$\log K_{oc}$
1016	4,7
1221	2,44
1232	2,83
1242	3,71
1248	5,64
1254	5,61
1260	6,42

4.3.3. EOX

Montgomery & Welkom (1990) hebben in hun overzichtswerk $\log K_{oc}$ -waarden geïnventariseerd voor stoffen die kunnen voorkomen in grondwater. Een aantal hiervan zijn belangrijke componenten van de EOX-groep. Hun K_{oc} -waarde is weergegeven in tabel 13.

Tabel 13: $\log K_{oc}$ -waarden voor componenten van de EOX-groep

Component	Gemiddelde $\log K_{oc}$ (l/kg_{oc})
dielddrin	4,32
1,2-dichloorbenzeen	2,75
1,3-dichloorbenzeen	2,73
1,4-dichloorbenzeen	2,20
1,2,4-trichloorbenzeen	2,98
2,4-dichloorfenol	2,94
2,4,6-trichloorfenol	3,03
2,4,5-trichloorfenol	3,18
pentachloorfenol	4,24

4.4. Voorstel voor weerhouden K_d - en K_{oc} -waarden

Voor de anorganische componenten werd een gemiddelde gemaakt van de K_d -waarden uit de literatuur om uiteindelijk één partiticoëfficiënt per stof te weerhouden. De gegevens van Stortelder *et al.* (1989), met betrekking tot de anorganische componenten, die specifiek de Westerschelde betroffen werden om die reden afzonderlijk beschouwd. De uiteindelijke K_d -waarde werd bekomen door het geometrisch gemiddelde te bepalen van de gemiddelde literatuurwaarde enerzijds en de gemiddelde waarde, bekomen door Stortelder *et al.* (1989), anderzijds.

Tabel 14 geeft een overzicht van de weerhouden partiticoëfficiënten voor de verschillende anorganische componenten.

Tabel 14: overzicht van de weerhouden K_d -waarden voor zware metalen en TBT

component	Gemiddelde literatuurwaarde (l/g)	Gemiddelde K_d Stortelder (1989) (l/g)	Weerhouden geometrisch gemiddelde K_d (l/g)
Zink	35,8	57,5	45
Kwik	60	100,5	78
Arseen	0,6	8,9	2
Koper	26,8	39,5	33
Chroom	11	276	55
Cadium	38,6	77	54,5
Lood	40	747	173
Nikkel	4,7	7,5	6
TBT	6,5	-	6,5

Voor een aantal organische componenten kan de K_{oc} worden afgeleid uit de partitiecöëfficiënt octanol-water (K_{ow}) waarbij geldt dat:

$$\text{Log } K_{oc} = aK_{ow} + b$$

Door Di Toro *et al.* (1991) werd deze relatie uitgewerkt voor PAK's:

$$\text{Log } K_{oc} = 0,983 \log K_{ow} + 0,00028$$

Tabel 15 geeft een overzicht van de literatuurwaarden voor de parameters K_{oc} en K_{ow} voor PAK's. De K_{ow} -waarden worden volgens bovenstaande formule omgezet tot K_{oc} -waarden. Uiteindelijk wordt de gemiddelde waarde weerhouden.

Tabel 15: $\log K_{ow}$ -, $\log K_{oc}$ - en weerhouden K_{oc} -waarden voor PAK's

PAK	$\log K_{ow}$ (l/kg_{oc})	$\log K_{oc}$ (l/kg_{oc})	Weerhouden gemiddelde $\log K_{oc}$ (l/kg_{oc})
Fenantreen	4,53 tot 4,64	2,73 tot 6,55	4,6
pyreen	5,07 tot 5,18	3,42 tot 6,42	4,96
Fluorantheen	5,17 tot 5,29	3,42 tot 6,47	5,01
Naftaleen	3,34 tot 3,35	2,25 tot 5,56	3,7
Acenaftyleen	4,08	5,78	4,89
Acenafteen	4,08	6,06	5,04
Fluoreen	4,22	6,06	5,10
Antraceen	4,53 tot 4,73	2,73 tot 6,46	4,58
Benzo(a)antraceen	5,61 tot 6,1	4,19 tot 7,05	5,67

Chryseen	5,61 tot 6,01	4,19 tot 6,96	5,62
Benzo(b)fluorantheen	5,98-6,44	4,75 tot 4,88	5,24
Benzo(a)pyreen	6,04 tot 6,57	4,75 tot 6,92	5,96
Benzo(k)fluorantheen	6,04-6,44	-	6,13
Benzo(e)pyreen	6,1-6,44	4,88 tot 6,88	5,97
Peryleen	6,39 tot 6,53	4,88 tot 7,02	6,08
Dibenzo(a,h)antraceen	6,47 tot 7,11	5,65 tot 6,97	6,43
Benzo(ghi)peryleen	7,03 tot 7,04	5,15 tot 6,98	6,35
Indeno(1,2,3cd)pyreen	7,04 tot 7,43	5,35 tot 6,98	6,48
Trifenyleen	5,69	4,01	4,80
Benzo(j)fluorantheen	6,44	4,88	5,60
Dibenz(a,c)antraceen	7,11	5,65	6,32
ΣPAK	-	-	5,48

De globale partiticoëfficiënt voor de PAK is het gemiddelde van de gemiddelde waarden voor de componenten. Enkel de componenten, gekend als de 10 van OVAM (naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benz(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)peryleen en indeno(123-cd)pyreen) worden in aanmerking genomen.

Inzake PCB's zijn weinig K_{oc} -waarden voor individuele stoffen beschikbaar. Daarom werd de gemiddelde literatuurwaarde uit Montgomery & Welkom (1990) voor arochlormengsels in rekening gebracht, welke is weergegeven in tabel 16.

Tabel 16: K_{oc} -waarden voor PCB

PCB	Log K_{oc} (l/kg _{oc})	Gemiddelde K_{oc} (l/g _{oc})
Arochlormengsels 1016, 1221, 1232, 1242, 1248, 1254 en 1260	2,44 – 6,42	30,2

Voor minerale olie kon enkel een minimale K_{oc} -waarde worden vastgelegd (Mergaert & Vanhaecke, 1996), wat impliceert dat deze waarde veel groter kan zijn. Omwille van deze onzekerheid wordt geen K_{oc} -waarde weerhouden. Tabel 17 geeft een overzicht van de log K_{oc} -waarden voor minerale olie, gemeten in het kader van de studie Mergaert & Vanhaecke, 1996.

Tabel 17: K_{oc} -waarden minerale olie

	Log K_{oc} (l/kg _{oc})	Gemiddelde K_{oc} (l/g _{oc})
Minerale olie	> 3,47 tot > 3,82	> 4,37

De EOX-groep is samengesteld uit verschillende componenten met enigszins verschillende fysico-chemische eigenschappen. Om een partiticoëfficiënt voor de EOX-groep te kunnen weerhouden werd de gemiddelde K_{oc} -waarde voor dieldrin, 1,2-dichloorbenzeen, 1,3-dichloorbenzeen, 1,4-dichloorbenzeen, 1,2,4-trichloorbenzeen, 2,4-dichloorfenol, 2,4,6-trichloorfenol, 2,4,5-trichloorfenol, pentachloorfenol (Montgomery & Welkom, 1990) weerhouden en weergegeven in tabel 18.

Tabel 18: K_{oc} -waarde voor EOX

	log K_{oc} (l/kg _{oc})	Gemiddelde K_{oc} (l/kg _{oc})
EOX	2,73 – 4,32	2.534

Zoals hierboven is gebleken zijn de partiticoëfficiënten afhankelijk van talrijke factoren en kunnen bijvoorbeeld van lokatie tot lokatie verschillen. Dit blijkt uit een vergelijking met de studie van Mergaert & Vanhaecke (1996) over de Noordzee, waar de K_d -waarden van de meeste metalen lager liggen ten opzichte van deze in de huidige studie. Dit stemt overeen met de vaststelling dat de K_d -waarden groter zijn bij een lagere saliniteit. Een grotere K_d -waarde impliceert dat een grotere fractie geadsorbeerd blijft aan het sediment en dat aldus de biobeschikbaarheid van de stof geringer is.

5. ONDERZOEK VAN DE MOGELIJKE INVLOED VAN BIO-ACCUMULATIE EN BIOMAGNIFICATIE

5.1. Bio-accumulatiefactor (BAF)

De mogelijkheid tot accumulatie van een component in aquatische organismen wordt in de eerste plaats bepaald door de biobeschikbaarheid van de component. Naast de invloed van de partitiecöefficient (zie hoofdstuk 3) hangt deze biobeschikbaarheid ook af van de mogelijkheid tot accumulatie van de stof in biota. Deze eigenschap wordt gekwantificeerd door de bio-accumulatiefactor (BAF):

$$BAF = C_{biota}/C_{water}$$

Waarbij C_{biota} = stofconcentratie in biota ($\mu\text{g/kg}$)

C_{water} = stofconcentratie in water ($\mu\text{g/l}$)

Een groot aantal componenten hebben een hydrofoob karakter en accumuleren bijgevolg in het vetweefsel van biota. Daarom wordt de BAF soms genormaliseerd naar het vetgehalte van het organisme. Deze verdeling tussen het vetweefsel en de waterfase kan worden gesimuleerd door de partitionering van een component na te gaan tussen octanol en water. Deze verhouding wordt uitgedrukt door de factor K_{ow} . In een studie van Meylan *et al* (1998) werden een aantal verbanden vastgesteld tussen de partitiecöefficient octanol/water (K_{ow}) en de BAF. Deze vergelijkingen gelden voor niet-ionaire verbindingen:

- $\text{Log } K_{ow} < 1$: $\text{log BAF} = 0,5$
- $\text{Log } K_{ow}$ 1 tot 7: $\text{log BAF} = 0,77\text{log}K_{ow} - 0,70 + \Sigma F_i$
- $\text{Log } K_{ow}$ 7 tot 10,5: $\text{log BAF} = -1,37\text{log}K_{ow} + 14,4 + \Sigma F_i$
- $\text{Log } K_{ow} > 10,5$: $\text{log BAF} = 0,50$

Waarbij ΣF_i staat voor de som van correctiefactoren die van toepassing zijn voor de verschillende functionele groepen die voorkomen in de verbinding. Een overzicht van deze correctiefactoren zijn weergegeven in tabel 18.

Tabel 19: correctiefactoren bij omzetting van K_{ow} naar BAF (Meylan *et al* , 1998)

Functionele groep	Factor
Aromatische s-triazine ring	-0,32
Aromatisch alcohol met twee of meer halogenen op de ring	-0,40
Aromatische ring met een tert-butylgroep in een ortho-positie tov een OH-groep	-0,45
Aromatische ring en alifatisch alcohol in de vorm van -CH-OH	-0,65
Fosfaatester ($O=P(O-R)(O-R)(O-R)$) waarbij R staat voor C. Eén R kan H zijn	-0,78
Keton met één of meer aromatische verbindingen	-0,84
alkylketen die 8 of meer -CH ₂ -groepen bevat	-1 als $\log K_{ow}$ 4-6 -1,5 als $\log K_{ow}$ 6-10
Cyclopropylester van de vorm cyclopropyl-C(=O)-O-	-1,65
Fenantreenring	+0,48
Gehalogeneerde bifeny- en polyaromatische structuren die enkel aromatische koolstoffen en halogenen bevatten	+0,62
Organische metaalverbindingen met tin of kwik	+1,40

De bio-accumulatiegegevens die reeds verzameld werden door Mergaert & Vanhaecke (1996) werden aangevuld met gegevens aan de hand van een literatuuronderzoek, waarbij diverse meer recente gegevens bekomen werden. Een overzicht van het geheel van de resultaten is weergegeven in bijlage 2 van deze studie. Voor een toelichting omtrent de biochemie van de anorganische componenten verwijzen wij naar Mergaert & Vanhaecke (1996). Hierna volgt een bijkomende interpretatie met betrekking tot de organische componenten.

PAK

De mogelijkheid tot bio-accumulatie en biomagnificatie van een component is afhankelijk van de metabolisatie-affiniteit van het organisme voor de stof. Volgens Slooff *et al* (1989) worden polyaromatische koolwaterstoffen snel gemetaboliseerd zodat weinig bio-accumulatie en -magnificatie optreedt. De speciesspecificiteit van deze eigenschap wordt benadrukt door hogere BAF in nematoden, schelpdieren en crustaceeën.

PCB

Uit een experiment van Lake *et al* (1996) blijkt dat er een grotere affiniteit voor bioaccumulatie wordt waargenomen bij PCB's tov PAK's, alhoewel beide groepen een vergelijkbare K_{ow} waarde hebben. Een mogelijke verklaring ligt in het feit dat PAK's sneller gemetaboliseerd worden. Een andere verklaring kan zijn dat PAK's minder vrijkomen uit sediment dan PCB's. Deze laatste conclusie wordt bevestigd door Gustaffson *et al* (1997) in het geval van PAK's afkomstig van verbranding, gezien zij dan tevens gebonden worden op roetdeeltjes.

Ramos *et al* (1998) toonden aan dat de bio-accumulatie van PCB77, penta- en hexachlorobenzeen in *Daphnia magna* afneemt wanneer humuszuren aanwezig zijn in het watermedium. Deze humuszuren, behorend tot de opgeloste organische koolstof fractie (DOC), vormen blijkbaar een adsorptiemedium voor de hoger genoemde componenten.

Uit een studie van Tracey & Hansen (1996) blijkt dat de BSAF niet afhankelijk is van de voedingswijze, gezien de BSAF meer varieert binnen één soort dan tussen verschillende soorten. Hieruit kan worden besloten dat het SQC voor PAK's en PCB's geldt voor de groep 'benthische organismen' en niet speciesspecifiek dient te zijn. Verschillen in BSAF's voor PCB's kunnen te wijten zijn aan:

- verschillen in opname-efficiëntie omwille van de grootte van de moleculen;
- verschillen in de metabolisatie-efficiëntie omwille van het verschil in gechlorineerde structuur.

In tegenstelling tot de conclusie van Tracey & Hansen (1996) stelt Kaag *et al* (1998) dat de voedingswijze wel bijdraagt tot eventuele bio-accumulatie. In blootstellingsstudies met PCB's en PAK's werden hogere concentraties vastgesteld in *Arenicola* en *Tubifex* (sediment feeders) dan in *Mytilus* en *Dreissena* ('suspension feeders'). Deze verschillen zijn niet te wijten aan een verschillende metabolisatiecapaciteit gezien deze zowel bij anneliden als bij mollusken klein is tov crustaceeën en invertebraten (Livingstone, 1992, in Kaag *et al*, 1998).

Minerale olie

Minerale olie is samengesteld uit verschillende componenten. Om de affiniteit voor bio-accumulatie in te schatten wordt het onderzoek beperkt tot de componentengroep van de poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK). Deze componenten worden volgens Bolger *et al.* (1996) gemakkelijk geaccumuleerd in de mariene voedselketen en zijn in lage concentraties reeds zeer toxisch.

EOX

Verbindingen uit de EOX-groep hebben tevens weinig affiniteit voor bio-accumulatie, wat zich uit in lage biota-sediment accumulatiefactoren. Deze geringe affiniteit is volgens Sibley *et al.* (1997) te wijten aan het feit dat de accumulatie van lipofiele EOX-componenten in het organisme gedomineerd worden door EOX-componenten met minder lipofiele eigenschappen die een geringere affiniteit tot

bio-accumulatie vertonen. Enkele pesticiden, behorend tot de EOX-groep, vertonen echter een hoge bio-accumulatie.

5.2. Biota-sedimentaccumulatiefactor (BSAF)

De invloed van bio-accumulatie kan tevens worden nagegaan aan de hand van de biota-sedimentaccumulatiefactor (BSAF):

$$BSAF = C_{\text{organisme}} / C_{\text{sediment}}$$

Waarbij $C_{\text{organisme}}$: concentratie in de biota (mg/kg lichaamsgewicht)

C_{sediment} : concentratie in het sediment (mg/kg sediment)

De concentratie in de biota wordt meestal genormaliseerd naar het vetgehalte, terwijl de concentratie in het sediment meestal genormaliseerd wordt naar het gehalte organische koolstof.

De BSAF is functie van diverse parameters:

- sediment –water verdeling (K_d);
- bioconcentratiefactor (BAF);
- de depuratiesnelheid van het metaal in het organisme;
- de metaal assimilatie efficiëntie vanuit voedsel;
- de voedingsnelheid = snelheid van voedselopname;
- de groeisnelheid van de biota.

Hellou *et al.* (1995) brachten een aantal van deze parameters samen in een formule:

$$BSAF = BAF / 0,0051 * K_{ow}$$

Waarbij BSAF = concentratie in het organisme/concentratie in sediment;

BAF = bio-accumulatiefactor;

K_{ow} = octanol/water-partitiecoëfficiënt.

Uit de formule van Hellou *et al.* (1995) volgt dat de BSAF beduidend kleiner is dan de BAF. Dit is te wijten aan het feit dat de BSAF bepaald wordt op basis van de concentratie van de component in het sediment. Hierbij speelt de biobeschikbaarheid een belangrijke rol. De BAF wordt berekend op basis van de concentratie van de component in de waterfase, waarbij wordt aangenomen dat de volledige concentratie van de component biobeschikbaar is.

De biota-sedimentaccumulatiefactor kan gebruikt worden als een controle op de toetsing van de voorgestelde sedimentkwaliteitscriteria aan veilige concentraties voor predatoren en consumenten. Dit wordt verder besproken in hoofdstuk 6 'Toetsing van sedimentkwaliteitscriteria'.

De resultaten inzake biota-sedimentaccumulatiefactoren die bekomen werden uit bijkomend literatuuronderzoek, waarbij ook brak- en zoetwaterorganismen opgenomen zijn, werden samengevat in bijlage 2.

5.3. Voorstel van weerhouden bio- en biota-sedimentaccumulatiefactoren

De weerhouden bio-accumulatiefactoren zijn gemiddelden van de literatuurwaarden. Bij de omzetting van drooggewicht naar versgewicht werd voor crustaceeën en vissen rekening gehouden met 20% droge stof (factor 5) en bij de overige groepen met 10% droge stof (factor 10).

De weerhouden biota-sedimentaccumulatiefactoren zijn gemiddelden van de waarden voor visproducten (mollusken, crustaceeën en vissen). De overige groepen (algen, anneliden,...) worden buiten beschouwing gelaten omdat deze niet direct en/of in relevante mate door de mens geconsumeerd worden. In tabel 20 wordt een overzicht gegeven van de BAF en de BSAF voor de beschouwde anorganische componenten.

Tabel 20: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor zware metalen en TBT

Stof	BAF (l/kg versgewicht)	BSAF ($\mu\text{g/g d.g.}$) / ($\mu\text{g/g d.g.}$)
arseen	200	1,82
Cadmium	300	24
Chroom	200	0,02
Koper	200	10
Kwik	2.000	2,15
Nikkel	200	0,2
Lood	1.000	0,07

Zink	800	32,1
TBT	5.000	-

Tabel 21 geeft een overzicht van de BAF en de BSAF voor de beschouwde organische componenten. Voor minerale olie gelden de waarden die werden vastgelegd voor de ΣPAK. De somparameter voor PAK inzake bio- en biota-sedimentaccumulatie is het gemiddelde van de weerhouden resp. bio- en biota-sedimentaccumulatiefactoren voor de verschillende componenten.

Tabel 21: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor de PAK's van OVAM, PCB's en EOX

Component	BAF (l/kg versgewicht)	BSAF (mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)
Naphthaleen	1.000	1,35
Phenantreen	1.000	47,85
Fluorantheen	6.000	13,73
Benzo(a)anthraceen	10.000	4,17
Chryseen	12.000	1,67
Benzo(b)fluorantheen	12.000	1,25
Benzo(k)fluorantheen	10.000	0,91
Benzo(a)pyreen	10.000	0,76
Benzo(ghi)peryleen	7.000	0,68
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	7.000	0,95
ΣPAK	7.600	7,33
ΣPCB	319.283	1,37
EOX	46.957	1,99

6. UITWERKING VAN SEDIMENTKWALITEITSCRITERIA

Bij het bepalen van de sedimentkwaliteitscriteria werd gebruik gemaakt van de evenwichtverdelingsmethode. In een studie van Mergaert & Vanhaecke (1996), waar verschillende methoden vergeleken werden, kwam de evenwichtverdelingsmethode als meest geschikte naar voor om sedimentkwaliteitscriteria vast te leggen. Zij is gebaseerd op een combinatie van ecotoxiciteitsgegevens en gegevens omtrent de verdeling van de componenten over de verschillende fasen in het sediment:

- voor anorganische componenten: $SQC = WQC * K_d$;
- voor organische componenten: $SQC = WQC * K_{oc}$.

Waarbij SQC: sedimentkwaliteitscriterium;

WQC: waterkwaliteitscriterium of ecotoxicologische waarde: veilige concentratie voor aquatische organismen, gebaseerd op ecotoxiciteitsgegevens en extrapolatiefactoren;

K_d : verdelingscoëfficiënt voor de stof tussen het sediment en de waterfase;

K_{oc} : verdelingscoëfficiënt voor de stof tussen de organische koolstoffractie van het sediment en de waterfase.

6.1. Ecotoxicologische waarde

Voor elk van de te onderzoeken stoffen werd een uitgebreid onderzoek uitgevoerd omtrent de ecotoxicologische karakteristieken. Hierbij werd in eerste instantie gebruik gemaakt van de gegevens, verzameld door Mergaert & Vanhaecke (1996). Deze werden via een literatuurstudie aangevuld met meer recente gegevens omtrent ecotoxicologische effecten in brakwatermilieu. Gezien het gering aantal gegevens voor dit milieu werden tevens resultaten van voornamelijk gestandaardiseerde testen voor het zoetwatermilieu in beschouwing genomen.

De ecotoxicologische gegevens, opgenomen in bijlage 1, zijn telkens van toepassing op één bepaald soort organisme. Gezien we de vastlegging van veilige stofconcentraties voor het gehele ecosysteem beogen dienen de ecotoxicologische gegevens geëxtrapoleerd te worden naar het ecosysteem. Daartoe werd gebruik gemaakt van extrapolatiefactoren die beschreven zijn in de 'Technical Guidance Documents' van de EG en welke in tabel 22 weergegeven worden.

Tabel 22: extrapolatiefactoren volgens de TGD van de EG

Gegevens	Extrapolatiefactor
Minstens één LC ₅₀ van drie trofische niveau's (algen, crustaceeën en vis)	1000
Eén NOEC (crustaceeën of vis)	100
Twee NOEC's van een verschillend trofisch niveau (vis en/of crustaceeën en/of algen)	50
NOEC's van tenminste drie soorten, elk van een verschillend trofisch niveau (vis, crustaceeën en algen)	10

Uit tabel 22 blijkt dat de grootte van de extrapolatiefactor omgekeerd evenredig is met de beschikbare hoeveelheid gegevens. Dit is gebaseerd op de veronderstelling dat een grotere gegevensset leidt tot meer betrouwbare waarden.

Per component werd voor elke organismegroep een geometrisch gemiddelde ecotoxicologische waarde weerhouden (tabel 1), hetzij een L(E)C₅₀, hetzij een NOEC of beiden. Op de laagste L(E)C₅₀-en/of NOEC-waarden wordt een extrapolatiefactor toegepast en dit volgens de voorwaarden uit tabel 22. In eerste instantie werd uitgegaan van de laagste NOEC-waarde, indien deze niet beschikbaar waren werd de L(E)C₅₀-waarde gebruikt. De voorwaarden, beschreven in tabel 22, dienen echter kritisch geïnterpreteerd te worden. Rekening houdend met de hoeveelheid beschikbare data kunnen eventueel lagere extrapolatiefactoren worden toegepast. Dit in het bijzonder wanneer geen NOEC-waarde beschikbaar zijn doch talrijke L(E)C₅₀-waarden werden geïnventariseerd.

Na deling van de laagste NOEC- of L(E)C₅₀-waarden uit tabel 1 door de betrokken extrapolatiefactor werden 'Predicted No Effect Concentrations' (PNEC) bekomen. De waarden geven de concentratie aan beneden dewelke er in principe geen nadelige effecten te verwachten zijn ten opzichte van aquatische organismen. Deze PNEC-waarden worden hierna voor de beschouwde componenten weergegeven.

Arseen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	90 µg/l	10	9 µg/l

Zink	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	100 µg/l	10	10 µg/l

Cadmium	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	5,35 µg/l	100	0,054 µg/l

Chroom	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	63 µg/l	10	6,3 µg/l

Koper	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	10 µg/l	10	1 µg/l

Kwik	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,86 µg/l	50	0,017 µg/l

Lood	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	10 µg/l	10	1 µg/l

Nikkel	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	90 µg/l	10	9 µg/l

TBT	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,017 µg/l	10	1,7 ng/l

De geëxtrapoleerde waarden inzake PAK's zijn hierna weergegeven.

Benzo(a)pyreen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	2,6 µg/l	500	5,2 ng/l

De voorgestelde extrapolatiefactor wijkt af van de factoren uit tabel 22. Gezien voor drie verschillende trofische niveau's verschillende L(E)C₅₀-waarden beschikbaar waren werd omwille van de betrouwbaarheid van de gegevens een lagere extrapolatiefactor voorgesteld dan deze die volgens tabel 22 dient te worden toegepast.

Acenaphthyleen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	490 µg/l	1000	0,49 µg/l

Benz(a)antraceen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	1,8 µg/l	500	3,6 ng/l

De gekozen extrapolatiefactor wijkt af van de factoren, gedefinieerd in tabel 22. Er waren LC₅₀-waarden beschikbaar voor drie verschillende trofische niveau's evenals 1 NOEC-waarde voor algen. Na een vergelijking van de beschikbare ecotoxicologische gegevens met de voorwaarden, gesteld in tabel 22, werd geopteerd voor een tussenliggende extrapolatiefactor.

Naphthaleen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,55 mg/l	100	5,5 µg/l

Fluoreen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	67 µg/l	100	0,67 µg/l

Pyreen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	8,16 µg/l	1000	8,16 ng/l

Benzo(ghi)peryleen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,2 µg/l	1000	0,2 ng/l

Chryseen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	Geëxtrapoleerde waarde
L(E)C ₅₀	6,6 µg/l	500	13,2 ng/l

Opnieuw valt op te merken dat de extrapolatiefactor afwijkt van de factoren, voorgesteld door de Europese Commissie (tabel 22). Gezien voor chryseen een L(E)C₅₀-waarde voor algen en crustaceeën en 1 NOEC-waarde voor algen beschikbaar was werd na vergelijking met de voorwaarden uit tabel 22 gekozen voor een tussenliggende extrapolatiefactor.

Dibenz(a,h)antraceen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,4 µg/l	1000	0,4 ng/l

Benzo(b)fluorantheen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,38 µg/l	1000	0,38 ng/l

Benzo(k)fluorantheen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,49 µg/l	1000	0,49 ng/l

Acenaphtheen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	121 µg/l	50	2,42 µg/l

Antraceen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	78 µg/l	500	0,16 µg/l

De afwijkende extrapolatiefactor ten opzichte van tabel 22 kan op dezelfde manier worden verklaard als bij benzo(a)pyreen.

Fluorantheen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	11 µg/l	100	0,11 µg/l

Phenantreen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	128 µg/l	100	1,28 µg/l

Indeno(1,2,3-cd)pyreen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	1,8 µg/l	50	36 ng/l

Bij analyse van de gegevens (bijlage 1) blijkt dat de het aantal gegevens voor de individuele componenten inzake PAK's vrij schaars is. Dit heeft tot gevolg dat een grote extrapolatiefactor (500-1.000) moet worden toegepast, rekening houdend met de voorwaarden uit tabel 22. De onzekerheidsmarge neemt bijgevolg in belangrijke mate toe. Om deze reden menen wij dat het aan te raden is de PAK's als een groep te beschouwen en bijgevolg een somparameter te hanteren. Hiertoe worden de 10 PAK's zoals voorgesteld door OVAM in rekening gebracht. Gezien er verschillen in grootte-orde bestaan tussen de PNEC-waarden van de individuele PAK's is het aangewezen de PNEC-waarde voor de somparameter te berekenen op basis van het geometrisch gemiddelde:

Σ PAK (PNEC-waarde): 0,052 µg/l

De PNEC-waarde voor de somparameter ligt eerder hoog ten opzichte van de PNEC-waarde van de meeste individuele componenten. Dit is voornamelijk te wijten aan de hoge PNEC-waarden van naftaleen en fluorantheen. Gezien deze stoffen frequent voorkomen in het milieu dient met hun PNEC-waarde terdege rekening gehouden te worden zodat de weerhouden somparameter verantwoord is.

Zoals reeds in hoofdstuk 3 is aangegeven zijn ecotoxiciteitsgegevens inzake individuele PCB's zeer schaars. Bijgevolg wordt de onzekerheidsgraad bij het vastleggen van een PNEC-waarde per component te groot. Om die reden werd voor de PCB's een PNEC-waarde voorgesteld voor de mengsels waarvoor wel een aantal ecotoxicologische gegevens beschikbaar waren. De bekomen waarde is hierna weergegeven.

PCB's	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	1,7 µg/l	50	34 ng/l

Betreffende minerale olie is het in feite weinig relevant een extrapolatiefactor toe te passen op de ecotoxicologische waarde omdat:

- enkel van de WOF van minerale olie nauwkeurige gegevens beschikbaar zijn;
- de samenstelling van de WOF in belangrijke mate de toxiciteit ervan bepaald. Deze samenstelling is afhankelijk van het type olie en van de mate waarin de olie verweerd is.

Minerale olie	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,1 mg WOF/l*	50	2 µg WOF/l*

*WOF : wateroplosbare fractie

EOX vertegenwoordigt een groep van stoffen met duidelijk onderscheiden ecotoxicologische kenmerken. Het is derhalve niet mogelijk een PNEC-waarde vast te leggen voor EOX. Verder zijn er trouwens geen groepsgegevens voor EOX inzake ecotoxicologie beschikbaar. Om deze redenen wordt voor EOX een groeps waarde voorgesteld, gebaseerd op de NOEC-waarden van een aantal belangrijke componenten uit de EOX-groep. Hiertoe werd een gemiddelde waarde gehanteerd.

Uit de meetcampagne van de VMM blijkt dat dieldrin slechts in zeer lage concentraties aanwezig is in de Beneden-Zeeschelde. Dikwijls liggen de concentraties onder de detectielimiet. Om deze redenen werd dieldrin niet meegerekend in de bepaling van een PNEC-waarde voor de EOX-groep.

1,2-dichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	630 µg/l	500	1,3 µg/l

1,3-dichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	387 µg/l	50	7,7 µg/l

1,4-dichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	300 µg/l	50	6 µg/l

1,2,4-trichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	401 µg/l	100	4,01 µg/l

1,2,3,4-	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
----------	--------------	--------------------	------

tetrachloorbenzeen			
NOEC	250 µg/l	100	2,5 µg/l

2,4-dichloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	210 µg/l	50	4,2 µg/l

2,4,5-trichloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	245 µg/l	50	4,9 µg/l

2,4,6-trichloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	329 µg/l	100	3,29 µg/l

Pentachloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	78 µg/l	50	1,6 µg/l

Het gemiddelde van de PNEC-waarden voor de beschouwde componenten is bijgevolg gelijk aan 3,9 µg/l. Deze waarde wordt weerhouden als ecotoxicologische waarde voor de EOX-groep.

De PNEC-waarden kunnen gehanteerd worden als streefwaarden gezien zij de concentraties aangeven beneden dewelke geen nadelige effecten te verwachten zijn voor het aquatisch milieu. Het betreft hier echter berekende waarden, gebaseerd op een enigszins gelimiteerde set van gegevens. In de realiteit is het steeds mogelijk dat bepaalde species effecten ondervinden bij concentraties die lager liggen dan de voorgestelde PNEC-waarde. Om die reden werden de bekomen PNEC-waarden voor de verschillende componenten of groep van componenten vergeleken met de 'Lowest Observed Effect Concentration' (LOEC-waarde) per groep van organismen (tabel 2). Inzake de somparameter voor de PAK's werd het gemiddelde weerhouden van de LOEC-waarden voor de 10 individuele componenten. Voor de PCB's werden voor de mengsels en voor de individuele PCB's de LOEC-waarde per organismegroep bepaald. De uiteindelijke LOEC-waarde voor de somparameter is een gemiddelde waarde van de laagste LOEC-waarde per mengsel of component. De ecotoxiciteitsgegevens van de PCB's 77 en 81 werden hierbij niet in rekening gebracht omdat het zeer hoge waarden betrof die slechts van één referentie afkomstig waren. Het inrekenen van de hoge waarden kon aanleiding geven tot een onderschatting van de ecotoxiciteit voor de som van PCB's. Inzake EOX werd op dezelfde wijze gewerkt als voor de PCB's.

Ter bepaling van de waterkwaliteitscriteria werd de volgende redenering gehanteerd:

- indien de PNEC-waarde lager lag dan de LOEC-waarde werd de PNEC-waarde als streefwaarde weerhouden;
- indien de LOEC-waarde voor een bepaalde groep lager lag dan de PNEC-waarde werd die LOEC-waarde weerhouden als streefwaarde;
- inzake de bepaling van een grenswaarde werd de LOEC-waarde weerhouden. Indien deze waarde echter hoger lag dan het vijfvoud van de streefwaarde werd dit vijfvoud weerhouden. De extrapolatie met een factor 5 (de helft van de minimale veiligheidsmarge) is gebaseerd op onze ervaring ter zake als lid van het 'EU Committee on the toxicological and ecotoxicological evaluation of hazardous substances' en is het gevolg van 'expert judgement' binnen dit comité om van veilige waarden tot grenswaarden te komen.

Het resultaat van deze toetsing is weergegeven in tabel 23.

Tabel 23: toetsing van de ecotoxicologische streefwaarden aan de LOEC-waarden

Component	Ecotoxicologische streefwaarde (µg/l)	LOEC-waarde (µg/l)	Weerhouden ecotoxicologische streefwaarde (µg/l)	Weerhouden ecotoxicologische grenswaarde (µg/l)
Arsen	9	50	9	45
Zink	10	14	10	14
Cadmium	0,054	0,53	0,054	0,27
Chroom	4	30	4	20
Koper	1	1	1	1
Kwik	0,017	0,3	0,017	0,085
Lood	1	16	1	5
Nikkel	9	80	9	45
TBT	0,0017	0,013	0,0017	0,0085
ΣPAK	0,052	16,3	0,052	0,26
ΣPCB	0,034	115	0,034	0,17
Minerale olie	2	100	2*	10
EOX	3,9	887	3,9	19,5

*: wateroplosbare fractie

Uit de toetsing van de ecotoxicologische streefwaarden aan de respectievelijke LOEC-waarden blijkt dat alle streefwaarden onder de LOEC-waarden liggen zodat de voorlopige streefwaarden niet moeten aangepast worden. Inzake grenswaarden werd voor zink en voor koper de LOEC-waarde weerhouden omdat deze kleiner was dan het vijfvoud van de streefwaarde. Voor indeno(1,2,3-cd)pyreen kon geen toetsing worden uitgevoerd gezien geen LOEC-waarde beschikbaar is.

De weerhouden ecotoxicologische streef- en grenswaarden worden gebruikt ter bepaling van resp. de streef- en grenswaarden inzake sedimentkwaliteitscriteria.

6.2. Tentatieve sedimentkwaliteitscriteria

Uit de bekomen ecotoxicologische streef- en grenswaarden (tabel 23) en de weerhouden partiticoëfficiënten (tabel 14 tem 18) kunnen tentatieve of voorlopige streef- en grenswaarden (sedimentkwaliteitscriteria) berekend worden volgens onderstaande formules:

- voor anorganische componenten: $SQC = WQC * K_d$;
- voor organische componenten: $SQC = WQC * K_{oc}$.

Waarbij SQC : voorlopig sedimentkwaliteitscriterium;

WQC : ecotoxicologische streef- of grenswaarde;

K_d : partiticoëfficiënt sediment / waterfase;

K_{oc} : partiticoëfficiënt fractie organische koolstof in het sediment / waterfase.

De ecotoxiciteit van minerale olie wordt bepaald door de stoffen die aanwezig zijn in de wateroplosbare fractie. De PAK's maken een belangrijk aandeel uit van deze fractie zodat inzake minerale olie een sedimentkwaliteitscriterium uitgewerkt wordt dat gerelateerd is aan dat van de PAK's. Hiertoe wordt onderstaande formule toegepast:

$$SQC_{\text{minerale olie}} = (SQC_{\text{PAK}} \times NOEC_{\text{minerale olie}}) / (WOF \times NOEC_{\text{PAK}})$$

Waarbij $SQC_{\text{minerale olie}}$: voorlopig sedimentkwaliteitscriterium voor minerale olie;

SQC_{PAK} : voorlopig sedimentkwaliteitscriterium voor PAK's (somparameter);

$NOEC_{\text{minerale olie}}$: ecotoxicologische streef- of grenswaarde voor minerale olie;

WOF: wateroplosbare fractie van de minerale olie. Er wordt verondersteld dat de wateroplosbare fractie (WOF) 10% uitmaakt van de minerale olie en dat de overige wateroplosbare componenten een gelijkaardige toxiciteit hebben als de PAK's;

NOEC_{PAK}: ecotoxicologische streef- of grenswaarde voor PAK's (somparameter).

In tabel 24 wordt een overzicht gegeven van de aldus uitgewerkte voorlopige streef- en grenswaarden. Bij de organische parameters werden de voorlopige streef- en grenswaarden, uitgedrukt in mg/kg, tussen haakjes weergegeven. Bij de omrekening werd uitgegaan van volgende veronderstellingen:

- de bodem bevat gemiddeld 5% organisch materiaal (VMM, 1998);
- het organisch materiaal bestaat voor de helft uit organische koolstof.

Tabel 24: overzicht van de voorlopige streef- en grenswaarden

Component	Ecotoxicologische streefwaarde (WQC) in µg/l	Ecotoxicologische grenswaarde (WQC) in µg/l	Weerhouden (K _d) in l/g	partiticoëfficiënt	Voorlopige streefwaarde (mg/kg)	Voorlopige (mg/kg)	grenswaarde
Arseen	9	45	2		18	90	
Zink	10	14	45		450	630	
Cadmium	0,054	0,27	54,5		2,9	15	
Chroom	4	20	55		220	1.100	
Koper	1	1	33		33	33	
Kwik	0,017	0,085	78		1,3	6,6	
Lood	1	5	173		173	865	
Nikkel	9	45	6		54	270	
TBT	0,0017	0,0085	6,5		0,01	0,055	
ΣPAK	0,052	0,26	302 l/g _{oc}		15,7 µg/g _{oc} (0,4)	78,5 µg/g _{oc} (1,96)	
ΣPCB	0,034	0,17	30,2 l/g _{oc}		1,03 µg/g _{oc} (0,03)	5,13 µg/g _{oc} (0,13)	
Minerale olie	2	10	-		6,04 mg/g _{oc} (151)	30,2 mg/g _{oc} (755)	
EOX	3,9	19,5	2,5 l/g _{oc}		9,75 µg/g _{oc} (0,24)	48,8 µg/g _{oc} (1,22)	

6.3. Toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan veilige concentraties voor predatoren en consumenten

Bij de vastlegging van sedimentkwaliteitscriteria dient rekening gehouden te worden met veilige concentraties voor predatoren en consumenten. Dit zijn concentraties in aquatische organismen waarbij de predator of consument geen nadelige invloed ondervindt van de consumptie van deze organismen.

Om tot dergelijke veilige concentraties te komen is het van belang te weten welke opname van verontreinigende stoffen via consumptie van vis of schaaldieren geen nadelige effecten zullen veroorzaken. Deze opname wordt de ADI-waarde ('Acceptable Daily Intake') genoemd en wordt bepaald aan de hand van LD₅₀-waarden of NOEL-gegevens:

$$ADI = NOEL/SF$$

Waarbij NOEL = 'No Observed Effect Level' of hoogste concentratie waarbij de component geen effect veroorzaakt bij het testorganisme;

SF = veiligheidsfactor ('safety factor') nodig voor extrapolatie van het niveau zoogdierexperimenten naar het niveau mens. Meestal wordt een factor 100 genomen. Deze kan echter variëren van 10 tot 10⁶ of hoger (Mergaert & Vanhaecke, 1996).

Deze ADI-waarden worden voornamelijk opgesteld door de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) en de 'Food and Agriculture Organisation' (FAO). Voor een overzicht van de ADI-waarden voor de betrokken componenten verwijzen wij naar tabel 25.

Op basis van de toegelaten dagelijkse inname (ADI) wordt de maximaal toelaatbare componentconcentratie in vissen berekend:

$$C_{vis} = (ADI \cdot BW) / DI_{vis}$$

Waarbij C_{vis} = maximaal toelaatbare concentratie in vissen;

ADI = toegelaten dagelijkse inname;

BW = lichaamsgewicht, standaard wordt 70kg genomen;

DI_{vis} = dagelijks opgenomen hoeveelheid vis, in België geraamd op 0,03 kg/d.

Om de voorlopige streef- en grenswaarden voor het sediment te kunnen vergelijken met de maximaal toelaatbare concentratie in vissen dient deze laatste omgerekend te worden naar de maximaal toelaatbare concentratie in het sediment via de bio-accumulatiefactor in visproducten en de partitievoëfficiënt voor de betrokken component:

$$C_s = (C_{vis} * K_d) / BAF$$

Waarbij C_s = maximaal toelaatbare concentratie in het sediment;

C_{vis} = maximaal toelaatbare concentratie in vissen;

$K_{d(oc)}$ = partitievoëfficiënt bodem/water;

BAF = bio-accumulatiefactor voor visproducten.

Tabel 25 geeft een overzicht van de veilige concentraties voor predatoren en consumenten in visproducten en sediment. De ADI-waarde voor PAK is het geometrisch gemiddelde van de ADI-waarden van de 10 PAK's van OVAM. Inzake benzo(b)fluorantheen is geen ADI-waarde beschikbaar. Gezien de ecologische waarde van benzo(b)fluorantheen (0,38 ng/l) deze van benzo(k)fluorantheen (0,49 ng/l) benaderd werd de ADI-waarde van benzo(k)fluorantheen (20 µg/kg.d) overgenomen. Om een vergelijking mogelijk te maken dient de veilige concentratie voor PAK's omgerekend te worden van gram organische koolstof naar totaalsediment. Hiertoe wordt uitgegaan van volgende veronderstellingen:

- de bodem bevat gemiddeld 5% organisch materiaal (VMM, 1998);
- het organisch materiaal bestaat voor 50% uit organische koolstof.

Bijgevolg werd de streefwaarde voor PAK's inzake de Beneden-Zeeschelde, uitgedrukt in µg/g_{oc}, na vermenigvuldiging met een factor 0,025 omgezet in mg/kg_{sediment}.

Voor PCB's en de EOX-groep zijn geen ADI-waarden beschikbaar zodat geen veilige concentratie voor predatoren en consumenten kan worden berekend. Gezien voor minerale olie geen K_{oc} -waarde weerhouden werd kan geen veilige concentratie in sediment berekend worden. De grensconcentratie van kwik in vissen werd vastgelegd door de EEG op 1mg/kg n.g.

Tabel 25: veilige concentraties in vis en sediment, op basis van ADI-, $K_{d(oc)}$ - en BAF-waarden

Component	BAF (l/kg n.g.)	K_d of K_{oc} (l/g)	ADI ($\mu\text{g/kg.d}$)	$C_{\text{slipproduct}}$ (mg/kg n.g.)	C_{sediment} (mg/kg)
Cadmium	300	54,5	0,8	2	363
Chroom	200	55	5	12	3.300
Koper	200	33	140	325	53.625
Kwik	2.000	78	0,6	1	39
Nikkel	200	6	50	120	3.600
Lood	1.000	173	6,1	15	2.595
Zink	800	45	1.000	2.300	129.375
Arseen	200	2	2,1	5	50
TBT	5.000	6,5	1,6-3,2	4	5,2
Σ PAK	7.600	302 l/g _{oc}	13,8	32	31,8*

*: op basis van 5% organisch materiaal

De voorlopige streefwaarden, voorgesteld in tabel 24, dienen getoetst te worden aan de veilige sedimentconcentraties voor predatoren en consumenten welke bepaald werden in tabel 25. Indien deze veilige sedimentconcentraties overschreden worden dienen de voorlopige streefwaarden verlaagd te worden tot de veilige concentraties voor predatoren en consumenten.

Tabel 26: toetsing van de voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan de sedimentconcentraties die aanleiding kunnen geven tot een overschrijding van de grensconcentraties van componenten in vissen en schaaldieren, bestemd voor consumptie

Component	C _{sediment} (mg/kg)	Voorlopige streefwaarde (mg/kg)	Voorlopige grenswaarde (mg/kg)
Cadmium	363	2,9	15
Chroom	3.300	220	1.100
Koper	53.625	33	33
Kwik	39	1,3	6,6
Nikkel	3.600	54	270
Lood	2.595	173	865
Zink	129.375	450	630
Arseen	50	18	90
TBT	5,2	0,01	0,055
ΣPAK	31,8*	0,4*	1,96*

*: op basis van 5% organisch materiaal

Voor minerale olie kan geen toetsing worden uitgevoerd gezien geen K_{oc}-waarde weerhouden werd en bijgevolg geen veilige sedimentconcentratie kon berekend worden. Gezien de toxiciteit van minerale olie vooral bepaald wordt door de PAK geldt de veilige concentratie in sediment voor PAK ook voor minerale oliën. Gezien voor PCB's en EOX geen veilige concentraties voor consumenten gekend zijn kan de toetsing niet worden uitgevoerd.

Uit de tabel blijkt dat de voorlopige streefwaarde inzake sedimentkwaliteitscriteria voor geen enkele component de maximaal toelaatbare concentratie in vissen overschrijdt. Bijgevolg dienen de voorlopige streefwaarden niet te worden aangepast voor de invloed van bio-accumulatie.

De invloed van bio-accumulatie kan tevens worden nagegaan aan de hand van de biota-sedimentaccumulatiefactor.

De biota-sedimentaccumulatiefactor is een maat voor de accumulatie van een component in biota vanuit het sediment. De factor kan als volgt worden voorgesteld:

$$BSAF = C_{\text{organisme}} / C_{\text{sediment}}$$

Waarbij $C_{\text{organisme}}$: concentratie in de biota (mg/kg lichaamsgewicht);

C_{sediment} : concentratie in het sediment (mg/kg sediment).

Deze parameter kan gebruikt worden als controle op de toetsing van de voorgestelde voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan veilige concentraties voor predatoren en consumenten. De voorlopige streefwaarde moet immers kleiner zijn dan of gelijk zijn aan de veilige concentratie in het sediment, vastgelegd via de veilige concentratie in organismen (tabel 25) en de BSAF. Gezien het geringe aantal beschikbare gegevens inzake BSAF heeft de controle met de huidige gegevens echter weinig wetenschappelijke waarde zodat deze toetsing niet uitgevoerd werd.

7. TOETSING VAN DE SEDIMENTKWALITEITSCRITERIA

De uitwerking van criteria om na te gaan in hoeverre baggerspecie uit de 'maritieme zone' mag teruggestort worden in de waterloop is gebaseerd op een internationale overeenkomst. De verplichting om een reglementering ter zake uit te werken is derhalve voor verschillende landen van toepassing. Ook de verontreinigingsproblematiek geldt, weliswaar met enkele accentverschuivingen, in de verschillende landen. Hoewel er uiteraard van land tot land of van regio tot regio verschillen kunnen zijn inzake de verontreinigingsproblematiek, de karakteristieken van de baggerspecie en de waterlopen en tenslotte van het belang dat aan bepaalde types van verontreiniging wordt gehecht, dienen de criteria, die op analoge principes inzake de bescherming van het milieu gebaseerd zijn, toch een zekere overeenstemming te bereiken. Vanuit deze overwegingen is het aangewezen de bekomen voorlopige sedimentkwaliteitscriteria te vergelijken met deze die in andere landen van toepassing zijn.

Daarnaast is het weinig zinvol sedimentkwaliteitscriteria voor te stellen die onder de 'natuurlijke' achtergrondconcentraties liggen. Dit is echter niet uitgesloten, gelet op de steeds toenemende gevoeligheid van testen en analysemethoden en rekening houdend met de toegepaste veiligheidsfactoren (extrapolatiefactoren). Vanuit beleidsoogpunt is het echter niet steeds haalbaar de thans zeer lage criteria in de praktijk toe te passen. Vandaar dat ook de notie streefwaarde wordt ingevoerd (visie op langere termijn). In deze context is het nuttig om de voorgestelde criteria te toetsen aan de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde.

De toetsing van de voorlopige sedimentkwaliteitscriteria ten opzichte van:

- de geldende normen in andere landen;
- de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde;

wordt hierna besproken.

De voorlopige sedimentkwaliteitscriteria gelden voor een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum. Dit zijn de gemiddelde waarden van de meetpunten in de Beneden-Zeeschelde (VMM, 1998). Bijgevolg dienen de voorlopige streef- en grenswaarden voor de organische polluenten omgerekend te worden van organische koolstof naar standaard totaalsediment, volgens volgende veronderstellingen:

- het organisch materiaal bestaat voor de helft uit organische koolstof;
- er wordt gerekend met een organische stof-gehalte van 5%, zijnde het gemiddelde van de gemeten concentraties in de Beneden-Zeeschelde ter hoogte van de drempels welke werden beschouwd in de VMM-meetcampagne in de Beneden-Zeeschelde (VMM, 1998).

Onder deze voorwaarden worden de voorlopige streef- en grenswaarden, uitgedrukt in $\mu\text{g/g}_{\text{oc}}$, indien vermenigvuldigd met een factor 0,025 omgezet tot waarden, uitgedrukt in mg/kg .

7.1. Toetsing aan bestaande criteria in de buurlanden

De voorlopige streef- en grenswaarden inzake sedimentkwaliteitscriteria werden achtereenvolgens getoetst aan de bestaande criteria in Duitsland, Frankrijk, Nederland, Noorwegen, Spanje en Zweden. De bekomen criteria zijn afkomstig uit een overzicht, opgesteld door de BMM. (Lauwaert, 1999).

7.1.1. Duitsland

De criteria zijn van toepassing op baggerspecie afkomstig van Duitse federale waterwegen. Als basis gelden de bestaande concentraties van de componenten in de sedimenten van de Waddenzee (zware metalen: '82-'87, organische componenten: '89-'92).

Referentiewaarde

- zware metalen: gemiddelde * 1,5 (enkel de fractie < 20µm beschouwd)
- organische componenten: 90%-tielwaarde van het ganse staal (< 2mm), genormaliseerd naar de fractie < 20µm.

Actieniveau 1 = referentiewaarde

Actieniveau 2 = referentiewaarde * 5 (zware metalen)

referentiewaarde * 3 (organische componenten)

Volgende situaties kunnen onderscheiden worden:

- concentratie < actieniveau 1:
 - er dient enkel rekening gehouden te worden met de fysieke impact van het terugstorten
- actieniveau 1 < concentratie < actieniveau 2:
 - er dient te worden nagegaan of het terugstorten in zee minder schade veroorzaakt ten opzichte van het storten op land;
 - indien emissiebronnen kunnen gereduceerd worden dient daartoe een programma te worden opgesteld;
 - de impact van het storten dient geminimaliseerd te worden, bijvoorbeeld door behandeling of isolatie van de specie
 - een gedetailleerd impactscenario moet worden voorbereid;
 - er dient een monitoringprogramma opgesteld te worden in de omgeving van de stortplaats;

- er moet een speciale toelating verkregen worden.
- concentratie van ten minste één component > actieniveau 2:
 - benodigde behandeling van het materiaal moet worden nagegaan;
 - het humaan risico dient ingeschat te worden;
 - er dient een inschatting gemaakt te worden van het risico (incl. ongevallen) bij behandeling, transport en storten van de specie;
 - de energiekosten en kosten voor de bescherming van het milieu moeten berekend worden;
 - de gebruiksbeperking van de stortsite dient nagegaan te worden.

Deze voorwaarden dienen zowel voor storting op land als voor storting in zee uitgewerkt en onderling vergeleken te worden. Indien het storten op land meer aanvaardbaar blijkt kan storten op zee niet worden toegestaan.

Uit de opgesomde situaties met de daar aan gekoppelde voorwaarden blijkt dat het actieniveau 1 kan vergeleken worden met de streefwaarden. Concentraties die hoger liggen dan niveau 2 kunnen in het slechtste geval aanleiding geven tot een verbod op het terugstorten van baggerspecie in zee. In dat geval stemt actieniveau 2 overeen met de grenswaarden, voorgesteld in deze studie. Gezien een overschrijding van niveau 2 het terugstorten in zee niet a priori uitsluit kan verwacht worden dat deze waarden lager zullen liggen dan de in deze studie voorgestelde grenswaarden. In tabel 27 worden deze waarden met elkaar vergeleken voor de beschouwde componenten.

Tabel 27: toetsing van streef- en grenswaarden aan Duitse criteria voor specie uit federale waterwegen

Component	Actieniveau 1	Voorlopige streefwaarde	Actieniveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	30	18	150	90
Cadmium (mg/kg)	2,5	2,9	12,5	15
Chroom (mg/kg)	150	220	750	1.100
Koper (mg/kg)	40	33	200	33
Kwik (mg/kg)	1	1,3	5	6,6
Nikkel (mg/kg)	50	54	250	270
Lood (mg/kg)	100	173	500	865

Zink (mg/kg)	350	450	1.750	630
ΣPCB (µg/kg)	20	30	60	130
ΣPAK (mg/kg)	1*	1,6*	3*	8,2*
minerale olie (mg/kg)	300	151	1.000	755

*: fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)peryleen en indeno(1,2,3-cd)pyreen.

Uit de toetsing blijkt de voorlopige streefwaarde voor zink hoger te liggen ten opzichte van het Duitse actieniveau 1. De somparameter voor PAK's inzake voorlopige streef- en grenswaarden werd berekend als de som van de individuele PAK's die deel uitmaken van de Duitse somparameter. Voor de organische componenten dient verder te worden opgemerkt dat de voorlopige streefwaarde afhankelijk is van en recht evenredig met het gehalte organisch materiaal in de specie. Bijgevolg kan dit de discrepanties verklaren tussen de voorlopige streefwaarde en het Duitse actieniveau 1 voor PAK's, PCB's en minerale olie. Tevens kan het verschil voor PCB's te wijten zijn aan het feit dat ook arochlormengsels betrokken werden in de huidige studie zodat de componenten in de Duitse en de somparameter niet volledig overeenstemmen met deze uit de huidige studie. De voorlopige streefwaarde voor arseen en minerale olie ligt significant lager dan het Duitse actieniveau 1. De verschillen kunnen ook te wijten zijn aan het feit dat de Duitse normen gebaseerd zijn op achtergrondwaarden terwijl de normen uit de huidige studie een ecotoxicologische basis hebben.

De strengheid van de voorlopige streefwaarden voor arseen en minerale olie wordt bevestigd door de voorlopige grenswaarden, die significant lager liggen dan het Duitse actieniveau 2. Opmerkelijk is de hogere voorlopige grenswaarde voor chroom, PCB's en PAK's en de lage grenswaarde voor koper en zink ten opzichte van het Duitse actieniveau 2.

Als conclusie geldt dat, in vergelijking met de Duitse criteria de voorlopige streef- en grenswaarden eerder streng zijn voor arseen en minerale olie terwijl de criteria eerder laks zijn voor PCB's. Verder ligt de voorlopige grenswaarde voor PAK's eerder hoog en de voorlopige grenswaarde voor koper en zink eerder laag ten opzichte van het Duitse actieniveau 2. Er valt op te merken dat noch voor TBT, noch voor EOX criteria gelden in Duitsland.

7.1.2. Frankrijk

De criteria zijn van toepassing op baggerspecie uit Franse havens. Als basis gelden de bestaande concentraties van de componenten, gemeten in de Franse havens tussen '86 en '93. Deze resultaten werden uitgezet via de Gauss-curve, waaruit volgende waarden berekend werden voor elk zwaar metaal:

- de 95%-tielwaarde (X95);
- de mediaan.

Op basis van beide waarden werden volgende referentiewaarden gedefinieerd:

- de geologische achtergrondwaarde = (X95);
- Niveau 1 = mediaan * 2;
- Niveau 2 = mediaan * 4.

Gezien PCB's steeds antropogeen zijn van oorsprong kan voor deze stoffen geen geologische achtergrondwaarde berekend worden. Inzake de bepaling van niveau 2 wordt ervan uitgegaan dat de mate van verontreiniging van de specie een veilige consumptie van vis, uit de omgeving van de baggersite, moet garanderen. Hierbij wordt uitgegaan van volgende veronderstellingen:

- ADI = 10 mg/kg d.g.;
- accumulatiefactor sediment/g organisme = 1;
- correctiefactor = 0,1.

Bijgevolg wordt *niveau 2* voor PCB's: 1 mg PCB/kg sediment of voor:

- PCB138 en PCB153: 0,1 mg/kg droog sediment;
- PCB's 28, 52, 118 en 180: 0,05 mg/kg droog sediment.

Gezien de gedefinieerde niveau's kunnen zich drie situaties voordoen:

- concentratie \leq niveau 1: terugstorten is toegestaan, zonder specifieke studie;
- niveau 1 < concentratie < niveau 2: nader onderzoek is nodig op basis van de lokale omstandigheden en de gevoeligheid van het milieu;
- concentratie > niveau 2: dumping op zee kan verboden worden, zeker indien dit niet de minst schadelijke oplossing is in vergelijking met andere oplossingen in situ of met dumping op land.

Uitgaande van bovenstaande indeling kan worden gesteld dat de voorlopige streefwaarde uit deze studie overeenstemt met niveau 1 en de voorlopige grenswaarde overeenstemt met niveau 2.

In tabel 28 worden de niveau's 1 en 2 voor de verschillende componenten vergeleken met de voorlopige streef- en grenswaarden.

Tabel 28: toetsing van voorgestelde streef- en grenswaarden aan criteria voor baggerspecie uit Franse havens

Component	Niveau 1	Voorlopige streefwaarde	Niveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg d.s.)	25	18	50	90
Cadmium (mg/kg d.s.)	1,2	2,9	2,4	15
Chroom (mg/kg d.s.)	90	220	180	1.100
Koper (mg/kg d.s.)	45	33	90	33
Kwik (mg/kg d.s.)	0,4	1,3	0,8	6,6
Nikkel (mg/kg d.s.)	37	54	74	270
Lood (mg/kg d.s.)	100	173	200	865
Zink (mg/kg d.s.)	276	450	552	630
PCB28 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB52 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB118 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB180 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB138 (mg/kg d.s.)	0,05	-	0,1	-
PCB153 (mg/kg d.s.)	0,05	-	0,1	-
ΣPCB (mg/kg d.s.)	-	0,03	-	0,13

Alle voorlopige streefwaarden voor zware metalen liggen hoger dan het Franse niveau 1, behalve voor arseen en koper. De voorlopige grenswaarden voor zware metalen liggen allen hoger dan het Franse niveau 2, behalve voor koper. Er dient opgemerkt te worden dat de Franse criteria enkel betrekking hebben op het marien milieu. Verder zijn de Franse criteria gebaseerd op gemeten concentraties en bijgevolg niet op ecotoxicologische gegevens. Zij gaan dus eerder uit van een 'standstill beginsel'. Een vergelijking met tabellen 34 tem 36 toont aan dat de gemeten concentraties aan cadmium, chroom, kwik en lood in de Franse havens lager liggen dan de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde en bijgevolg verantwoordelijk kunnen zijn voor de discrepantie tussen de voorlopige en de Franse normen voor deze stoffen. Inzake PCB's kan geen vergelijking gemaakt worden tussen de voorlopige en de Franse waarden gezien een aantal van de componenten, betrokken in de voorlopige somparameter, niet voorkomen in de Franse normstelling. De som van de Franse criteria voor de individuele PCB's is echter reeds groter dan de voorlopige criteria voor PCB's zodat

kan gesteld worden dat de voorlopige normen uit de huidige studie eerder streng zijn ten opzichte van de Franse criteria. Verder werden in de huidige studie geen individuele criteria uitgewerkt voor PCB's zodat de toetsing van de individuele PCB's, die ook in de Franse normering voorkomen, niet mogelijk is.

Tenslotte valt op te merken dat in Frankrijk geen criteria werden vastgesteld voor TBT, PAK's, EOX en minerale olie.

7.1.3. Nederland

De criteria gelden voor het terugstorten van baggerspecie in het marien milieu. Initieel werd uitgegaan van de 99-percentielwaarden van de concentraties die in '88 in zee mochten teruggestort worden.

Streefwaarde: concentraties beneden dewelke geen nadelige effecten te verwachten zijn voor het ecosysteem. Deze waarden zijn gebaseerd op ecotoxicologische studies, 'no risk'-waarden en natuurlijke achtergrondwaarden uit 1988.

Uniforme gehaltetoets: criteria voor het terugstorten van baggerspecie in zoute wateren. De criteria zijn afkomstig uit de Vierde Nota Waterhuishouding.

De gemeten waarden dienen gecorrigeerd te worden naar een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum vooraleer zij vergeleken worden met de kwaliteitscriteria. Deze omgerekende waarden werden tussen haakjes aangegeven in tabel 29. Bij deze omrekening werd uitgegaan van de voorlopige streef- en grenswaarden uit tabel 24, welke gelden voor een Vlaamse standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum. De waarden van deze standaardbodem zijn gemiddelde waarden van de monsternamepunten in de Beneden-Zeeschelde, vastgelegd in de VMM-meetcampagne van de Westerschelde en de Zeeschelde (VMM, 1998).

Indien de norm, vastgelegd in de uniforme gehaltetoets, niet wordt overschreden dient de vracht voor elke component berekend te worden. De vracht is het verschil tussen de gemeten concentratie en de streefwaarde. Als de vracht groter is dan de vracht uit 1988 voor die component dan mag de specie niet in zee teruggestort worden ('stand-still' beginsel).

Indien de norm voor één component overschreden wordt is dumping op zee niet toegestaan en dient de specie op land gestockeerd te worden. Indien de specie teruggestort wordt in binnenwateren mogen twee componenten de norm met maximaal 50% overschrijden. Componenten aangeduid als v.t.s (very troublesome substance) mogen de norm niet overschrijden.

Volgens deze reglementering kan worden gesteld dat de voorlopige streefwaarde overeenstemt met de streefwaarde. De voorlopige grenswaarde stemt overeen met de uniforme gehaltetoets. Een overzicht van de onderlinge vergelijking van deze waarden wordt weergegeven in tabel 29.

Tabel 29: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren

Component	Streefwaarde	Voorlopige streefwaarde	Uniforme gehaltetoets	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg d.s.)	29	18 (19,3)	29	90 (96,7)
Cadmium (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,8	2,9 (3,3)	4	15 (17,3)
Chroom (mg/kg d.s.)	100	220 (220)	120	1.100 (1.100)
Koper (mg/kg d.s.)	36	33 (36)	60	33 (36)
Kwik (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,3	1,3 (1,33)	1,2	6,6 (6,8)
Nikkel (mg/kg d.s.)	35	54 (54)	45	270 (270)
Lood (mg/kg d.s.)	85	173 (184)	110	865 (919)
Zink (mg/kg d.s.)	140	450 (475)	365	630 (666)
Naftaleen (mg/kg d.s.)	0,015	-	0,8	-
Fenantreen (mg/kg d.s.)	0,045	-	0,8	-
Antraceen (mg/kg d.s.)	0,05	-	0,8	-
Fluorantheen (mg/kg d.s.)	0,015	-	2	-
Chryseen (mg/kg d.s.)	0,02	-	0,8	-
Benzo(a)antraceen (mg/kg d.s.)	0,02	-	0,8	-
Benzo(a)pyreen (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,025	-	0,8	-
Benzo(k)fluorantheen (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,8	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,8	-
Benzo(ghi)pyreen (mg/kg d.s.)	0,02	-	0,8	-
ΣPAK (mg/kg)	-	0,4 (0,8)	-	1,96 (3,92)
TBT (mg/kg)	0,00001	0,01	-	0,055
PCB 28 (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,001	-	0,03	-
PCB 52 (mg/kg d.s.)	0,001	-	0,03	-
PCB 101 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
PCB 118 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-

PCB 138 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
PCB 153 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
PCB180 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
Σ PCB (mg/kg d.s.)	-	0,03 (0,06)	-	0,13 (0,26)
Minerale olie (mg/kg d.s.)	50	151 (302)	1.250	755 (1.510)

Vooreerst dient te worden opgemerkt dat de Nederlandse normen betrekking hebben op het marien milieu.

De voorlopige streefwaarden liggen significant hoger dan de Nederlandse streefwaarden voor volgende stoffen: cadmium, chroom, kwik, lood, zink en minerale olie. Als de Σ PCB gezien wordt als de som van de streefwaarden voor de verschillende componenten dan is de voorlopige streefwaarde voor de Σ PCB vergelijkbaar met de Nederlandse streefwaarde.

De voorlopige grenswaarden liggen significant hoger dan de Nederlandse uniforme gehaltentoets voor arseen, cadmium, chroom, kwik, nikkel, lood en zink. Als de Σ PCB gezien wordt als de som van de uniforme gehaltentoets-waarden voor de verschillende componenten dan is de voorlopige grenswaarde voor de Σ PCB vergelijkbaar met de Nederlandse uniforme gehaltentoets-waarden. Ook de voorlopige grenswaarde voor minerale olie is na omrekening vergelijkbaar met de Nederlandse uniforme gehaltentoetswaarde.

Als algemene conclusie kan gesteld worden dat de Vlaamse voorlopige streef- en grenswaarden meestal hoger liggen dan de Nederlandse normen inzake het terugstorten in zoute wateren.

Voor het terugstorten in zoete wateren werden aparte criteria opgesteld. Volgens de derde Nota Waterhuishouding dient met volgende bijkomende voorwaarden rekening gehouden te worden inzake de classificatie van baggerspecie:

- slechts twee parameters mogen de norm overschrijden, zij het met maximaal 50%;
- voor volgende parameters wordt geen overschrijding aanvaard: kwik, cadmium, benzo(b)fluorantheen, benzo(a)pyreen, hexachloorbenzeen en PCB;
- normoverschrijdingen voor minerale olie en EOX zijn niet direct declassificerend maar zijn een aanwijzing tot het uitvoeren van verder onderzoek.

Volgende normen werden in de 3^e Nota Waterhuishouding gedefinieerd met het oog op de klassering van baggerspecie:

Streefwaarde: gebaseerd op het verwaarloosbaar risico (= $1/100 \times$ maximaal toelaatbaar risico, behalve voor zware metalen, zie verder). De waarde resulteert in een lange

termijnbescherming van de ecosystemen en de mens. Voor de zware metalen wordt aangenomen dat de natuurlijke achtergrondgehalten niet beschikbaar zijn voor opname door organismen. Daarom is de streefwaarde samengesteld uit de optelling van de ecotoxicologische risicogrenzen bij de landelijk geldende achtergrondconcentraties. Getalsmatige normen werden pas in de 4^e Nota Waterhuishouding vastgelegd;

Kwaliteitsdoelstelling 2000: minimaal algemeen beschermingsniveau, op basis van ecotoxicologische gegevens;

Toetsingswaarde: waarden, ontleend aan gebieden die als relatief 'schoon' beschouwd kunnen worden. Waar het ecotoxicologisch onderzoek tot hogere waarden heeft geleid werden die waarden overgenomen. Onder deze waarde mag de specie onder bepaalde voorwaarden in het milieu verspreid worden;

Signaleringswaarde: de waarde duidt op een ernstige bedreiging voor mens en milieu.

Op basis van bovenstaande definities kunnen zich volgende situaties voordoen:

- kwaliteit van de specie gelijk aan of beter dan de streefwaarde: de specie mag zonder meer teruggestort worden. De specie wordt als klasse 0 ingedeeld, rekening houdend met de hoger gedefinieerde bijkomende voorwaarden volgens de 3^e Nota Waterhuishouding;
- kwaliteit van de specie gelijk aan of beter dan de kwaliteitsdoelstelling 2000: de specie kan worden teruggestort, de kwaliteit van de waterbodem in het betreffende gebied mag echter niet verslechteren. De specie wordt als klasse 1 ingedeeld, rekening houdend met de bijkomende voorwaarden;
- kwaliteit van de specie gelegen tussen de kwaliteitsdoelstelling 2000 en de toetsingswaarde: afhankelijk van de lokale situatie kan de specie onder bepaalde voorwaarden teruggestort worden. Ook hier geldt dat de kwaliteit van de waterbodem in het betreffende gebied niet mag verslechteren. De specie wordt als klasse 2 ingedeeld, rekening houdend met de bijkomende voorwaarden;
- kwaliteit van de specie gelegen tussen de toetsingswaarde en de signaleringswaarde: de specie dient geborgen te worden onder toepassing van IBC-criteria. In het algemeen betekent dit deponie van de specie in daartoe geschikte putten onder water of in lokale depots. Uitgangspunt is de beperking van de verspreiding van de specie naar schonere gebieden, incl. grondwater. Bij de bepaling van de bergingscondities dienen daarom de mogelijke effecten op het aquatisch milieu en het grondwater zorgvuldig beschouwd te worden. Naarmate de specie sterker vervuild is zullen hogere eisen aan de deponie gesteld worden. Volgende aspecten spelen een rol: al dan niet gebiedseigen specie, de mate van overschrijding en het aantal stoffen, de aard van de stoffen (zwarte lijst of overige), het uitzicht op structurele verbetering van de waterbodem,... De specie wordt als klasse 3 ingedeeld, rekening houdend met de bijkomende voorwaarden;

- kwaliteit van de specie gelijk aan of slechter dan de signaleringswaarde: verspreiding van de specie is niet toegestaan. De specie moet onder strenge IBC-voorwaarden geborgen worden. Dit betekent in diepe putten onder water of op het land. De specie wordt als klasse 4 ingedeeld.

Volgens bovenstaande beoordeling van de speciekwaliteit kan gesteld worden dat de voorlopige streefwaarde overeenstemt met de Nederlandse kwaliteitsdoelstelling 2000. De voorlopige grenswaarde uit deze studie stemt volgens bovenstaande beoordeling overeen met de toetsingswaarde. In tabel 30 werden alle Nederlandse waarden voorgesteld om een betere vergelijking te kunnen maken met de voorlopige streef- en grenswaarden uit deze studie. De voorgestelde Nederlandse waarden zijn afkomstig uit de 3^e Nota Waterhuishouding (3^e NWH), behalve de streefwaarden welke pas in de 4^e Nota Waterhuishouding (4^e NWH) vastgelegd werden. Indien waarden voor bepaalde parameters werden aangepast in de 4^e NWH ten opzichte van de 3^e NWH werden deze waarden tussen haakjes geplaatst. De Nederlandse waarden, voorgesteld in tabel 30, gelden voor een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum. Om de Vlaamse met de Nederlandse waarden te kunnen vergelijken werden de Vlaamse voorlopige streef- en grenswaarden, geldend voor een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum, omgerekend naar de Nederlandse standaardbodem en tussen haakjes geplaatst in de resp. kolommen.

Tabel 30: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoete wateren

Component	Streefwaarde (4° NW)	Kwaliteitsdoelstelling 2000	Voorlopige streefwaarde	Toetsingswaarde	Signaleringswaarde	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	29	85	18 (19,3)	85 (55)	150	90 (96,7)
Cadmium (mg/kg)	0,8	2	2,9 (3,3)	7,5	30	15 (17,3)
Chroom (mg/kg)	100	480	220 (220)	480 (380)	1.000	1.100 (1.100)
Koper (mg/kg)	36	35	33 (36)	90	400	33 (36)
Anorg. Kwik (mg/kg)	0,3	0,5	1,3 (1,33)	1,6	15	6,6 (6,8)
Nikkel (mg/kg)	35	35	54 (54)	45	200	270 (270)
Lood (mg/kg)	85	530	173 (184)	530	1.000	865 (919)
Zink (mg/kg)	140	480	450 (475)	1.000 (720)	2.500	630 (666)
Naftaleen (mg/kg)	0,001	-	-	-	-	-
Antraceen (mg/kg)	0,001	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Fenantreen (mg/kg)	0,005	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Fluorantheen (mg/kg)	0,03	0,3	-	2 (-)	7 (-)	-
Benz(a)antraceen (mg/kg)	0,003	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Chryseen (mg/kg)	0,1	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Benzo(k)fluorantheen (mg/kg)	0,02	0,2	-	0,8 (-)	3 (-)	-

Benzo(a)pyreen (mg/kg)	0,003	0,2	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Benzo(ghi)peryleen (mg/kg)	0,08	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Indenopyreen (mg/kg)	0,06	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
ΣPAK (mg/kg)	1	-	0,4 (0,8)	- (10)	- (-)	1,96 (3,92)
TBT (mg/kg)	0,001	1,5	0,01	-	-	0,055
PCB28 (mg/kg)	0,001	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB52 (mg/kg)	0,001	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB101 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB118 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB138 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB153 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB180 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
ΣPCB (mg/kg)	0,02	-	0,03 (0,06)	0,2	0,4 (1)	0,13 (0,26)
EOX (mg/kg)	0,3	-	0,24 (0,48)	7	-	1,2 (2,4)
Minerale olie (mg/kg)	50	-	151 (302)	- (3.000)	-	755 (1.510)

De voorlopige streefwaarden zijn significant hoger dan de Nederlandse kwaliteitsdoelstelling 2000 voor kwik en nikkel. Opvallend zijn de significant lagere voorlopige streefwaarden tov de Nederlandse kwaliteitsdoelstelling 2000 voor chroom, lood en TBT. Gezien voor minerale olie en voor EOX geen kwaliteitsdoelstelling 2000 gedefinieerd werd wordt de voorlopige streefwaarde getoetst aan de streefwaarde uit de 4^e Nota Waterhuishouding. De voorlopige streefwaarde blijkt significant hoger te liggen ten opzichte van de streefwaarde uit de 4^e Nota Waterhuishouding.

De voorlopige grenswaarden werden getoetst aan de Nederlandse toetsingswaarde. Uit deze vergelijking blijkt de strengheid van de voorlopige grenswaarden voor koper, zink, PAK's, EOX en minerale olie. De voorlopige grenswaarden voor chroom en nikkel liggen eerder hoog ten opzichte van de toetsingswaarde.

Tenslotte kan worden opgemerkt dat in Nederland geen signaleringswaarden zijn opgesteld voor TBT, EOX en minerale olie. Voor TBT werd zelfs geen toetsingswaarde vastgelegd.

7.1.4. Noorwegen

De criteria zijn van toepassing op fjorden, kusten en havens. Deze waarden zijn gebaseerd op achtergrondwaarden (tot 2cm sedimentdiepte) en ecotoxicologische gegevens van het marien milieu.

Inzake de beoordeling van de baggerspecie met het oog op het terugstorten van de materie worden drie klassen onderscheiden:

Klasse 1: dumping in daartoe bestemde sites toegelaten;

Klasse 2: het baggeren dient te gebeuren op een milieuvriendelijke manier, soms wordt monitoring vereist. Beperkte dumping met technisch aangepast materiaal is toegelaten. De site dient geëvalueerd te worden;

Klasse 3: het baggeren dient te gebeuren op een milieuvriendelijke manier, monitoring wordt vereist. Soms dienen toxiciteitstesten uitgevoerd te worden en soms is baggeren zelfs niet toegestaan. De specie mag niet gedumpt worden maar dient volgens één van volgende methoden behandeld te worden: isolatie, CDF, depositie op land of reiniging.

Gelet op bovenstaande indeling kan worden gesteld dat de voorlopige streefwaarden overeenkomen met de Noorse klasse 1-waarden en dat de voorlopige grenswaarden overeenkomen met de Noorse klasse 3-waarden. Een overzicht van de onderlinge vergelijking van deze waarden wordt gegeven in tabel 31.

Tabel 31: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria van Noorwegen voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren

Component	Klasse 1	Voorlopige streefwaarde	Klasse 2	Klasse 3	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	<20-80	18	80-1.000	>1.000	90
Cadmium (mg/kg)	<0,25-1	2,9	1-10	>10	15
Chroom (mg/kg)	<70-300	220	300-5.000	>5.000	1.100
Koper (mg/kg)	<35-150	33	150-1.500	>1.500	33
Kwik (mg/kg)	<0,15-0,6	1,3	0,6-5	>5	6,6
Nikkel (mg/kg)	<30-130	54	130-1.500	>1.500	270
Lood (mg/kg)	<30-120	173	120-1.500	>1.500	865
Zink (mg/kg)	<150-700	450	700-10.000	>10.000	630
ΣPAK* (µg/kg)	<300-2.000*	400	2.000-20.000*	>20.000*	1.960
Benzo(a)pyreen (µg/kg)	<10-50	119	50-500	>500	593
ΣPCB (µg/kg)	<5-25	30	25-300	>300	130
EPOCI (µg/kg)	<100-500**	240	500-15.000**	>15.000**	1.200

*: 16 PAK van de EPA

** : 'extractable persistent organic chlorine'

Voor cadmium liggen de voorlopige streef- en grenswaarden significant hoger dan de Noorse resp. klasse 1- en klasse 3-waarden. De voorlopige grenswaarden voor arseen, chroom, koper, nikkel, lood, zink, PCB's en EOX liggen significant lager dan de Noorse klasse 3-waarden. Inzake EOX dient opgemerkt te worden dat de beschouwde componenten in de Noorse EPOCI-groep echter niet gekend zijn. Mogelijks werden PCB's en gechloreerde bestrijdingsmiddelen, welke als zeer ecotoxisch werden beoordeeld, niet beschouwd zodat een hoger toelaatbare waarde werd bekomen.

Er dient te worden opgemerkt dat de Noorse waarden enkel gelden voor het mariene milieu en gebaseerd zijn op ecotoxicologische gegevens en op achtergrondwaarden. De norm voor PAK's kan niet vergeleken worden omdat andere componenten vervat zitten in de voorgesteld somparameter tov de Noorse somwaarde. Ook in Noorwegen gelden geen criteria voor TBT en minerale olie.

7.1.5. Spanje

De criteria gelden voor Spaanse havens en zijn gebaseerd op:

- achtergrondwaarden/vrachten in Spaanse kustsedimenten;
- antropogene vracht in baggerspecie;
- normalisatietechnieken;
- validatie van bioassay-methodologieën;
- biobeschikbaarheid.

Er worden een aantal stalen genomen (gewoonlijk twee of drie) en voor elke component wordt uit het staal wordt een gewogen gemiddelde concentratie, C^* , berekend:

$$C^* = \Sigma(C_i * p_{Fi} * M_i) / \Sigma(S^* p_{Fi} * M_i)$$

Waarbij C_i : gemeten concentratie in staal i ;

p_{Fi} : percentage fijne fractie in staal i ;

M_i : massa van vaste stoffen in staal i .

Deze gewogen gemiddelde concentratie, C^* , wordt vergeleken met de waarden van actieniveau's 1 en 2. Volgende situaties kunnen hierbij onderscheiden worden:

- categorie 1: C^* voor alle stoffen beneden actieniveau 1: de specie mag in zee worden teruggestort. Er dient enkel rekening gehouden te worden met de fysische impact van het terugstorten;
- categorie 2: C^* voor minstens één parameter groter dan actieniveau 1 maar voor alle componenten kleiner dan actieniveau 2: de specie mag in zee teruggestort worden maar er dient een impactscenario opgesteld te worden en er moet een monitoringprogramma worden opgestart;
- categorie 3: C^* voor minstens één parameter groter dan actieniveau 2: het materiaal mag niet worden teruggestort en dient behandeld te worden.

Volgens deze indeling komt de voorlopige streefwaarde overeen met categorie 1, de voorlopige grenswaarde komt overeen met categorie 3. Een overzicht van de onderlinge vergelijking van deze waarden in gegeven in tabel 32.

Tabel 32: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Spaanse havens

Component	Actieniveau 1	Voorlopige streefwaarde	Actieniveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	80	18	200	90
Cadmium (mg/kg)	1	2,9	5	15
Chroom (mg/kg)	200	220	1.000	1.100
Koper (mg/kg)	100	33	400	33
Kwik (mg/kg)	0,6	1,3	3	6,6
Nikkel (mg/kg)	100	54	400	270
Lood (mg/kg)	120	173	600	865
Zink (mg/kg)	500	450	3.000	630
ΣPCB (mg/kg)*	0,03	0,03	0,1	0,13

*: PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

Uit tabel 32 blijkt dat de voorlopige streef- en grenswaarden significant hoger liggen dan de Spaanse resp. actieniveau's 1 en 2 voor cadmium en kwik. De voorlopige streef- en grenswaarden zijn eerder streng ten opzichte van het Spaanse resp. niveau 1 en 2 voor arseen, koper, nikkel en zink. Verder dient opgemerkt te worden dat de Spaanse waarden enkel gelden voor het marien milieu. Ook heeft Spanje geen criteria gedefinieerd voor TBT, EOX, PAK's of minerale olie.

7.1.6. Zweden

De criteria zijn van toepassing op baggerspecie uit havens, jachthavens en havengeulen. De waarden zijn gebaseerd op achtergrondconcentraties en/of het volume.

Algemeen wordt gesteld dat de specie moet gezien worden als secundaire grondstof en dat bijgevolg mogelijkheden tot herbruik onderzocht moeten worden vooraleer men besluit om de specie terug te storten. Indien de specie verontreinigd is met kwik, PCB's, cadmium of arseen moeten speciale aandacht geschonken worden met het oog op het veilig terugstorten van de specie.

Om de kwaliteit van de specie te kunnen beoordelen worden twee actieniveau's gedefinieerd:

Actieniveau 1: gemiddelde concentratie = 3-10 * achtergrondconcentratie en/of significant volume;

Actieniveau 2: gemiddelde concentratie > 10 * achtergrondconcentratie en/of grote totale hoeveelheid.

Bijgevolg kunnen drie categorieën onderscheiden worden:

- gemiddelde concentratie < actieniveau 1: de specie kan op elke daartoe geschikte site teruggestort worden waarbij geldt dat:
 - gebroken gesteente niet op een accumulatiebed mag gestort worden maar dient te worden hergebruikt;
 - grof gekorrelt materiaal gedumpt moet worden wanneer het sediment een gelijkaardige samenstelling heeft;
 - fijn gekorrelt materiaal op een accumulatiebed (watergehalte in de bovenste laag van het sediment > 75%) gedumpt moet worden of op sites met de best mogelijke accumulatiekarakteristieken.
- actieniveau 1 < gemiddelde concentratie < actieniveau 2: de specie moet gedumpt worden op een accumulatiebed;
- gemiddelde concentratie > actieniveau 2: de specie moet op een gecontroleerde manier gedumpt worden zoals 'lagooning' of dumping op land.

Volgens bovenstaande indeling komt de voorlopige streefwaarde overeen met actieniveau 1 en de voorlopige grenswaarde met actieniveau 2. De onderlinge vergelijking van deze waarden wordt weergegeven in tabel 33.

Tabel 33: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Zweedse havens, jachthavens en vaargeulen

Component	Actieniveau 1	Voorlopige streefwaarde	Actieniveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	30-100	18	>100	90
Cadmium (mg/kg)	0,9-3	2,9	>3	15
Chroom (mg/kg)	60-200	220	>200	1.100
Koper (mg/kg)	60-200	33	>200	33
Kwik (mg/kg)	0,3-10	1,3	>10	6,6
Nikkel (mg/kg)	45-150	54	>150	270
Lood (mg/kg)	30-100	173	>100	865
Zink (mg/kg)	375-1.250	450	>1.250	630

Uit een vergelijking tussen de Zweedse normen en deze uit de overige landen valt algemeen op te merken dat de Zweedse normen significant hoger liggen. Een specifieke vergelijking met de voorlopige waarden, voorgesteld in deze studie (tabel 33) toont aan dat de voorlopige streefwaarde voor lood hoger ligt dan het Zweedse actieniveau 1. De voorlopige grenswaarden voor cadmium, chroom, nikkel en lood liggen relatief hoog ten opzichte van het Zweedse actieniveau 2. Er dient te worden opgemerkt dat de Zweedse normen gebaseerd zijn op achtergrondwaarden en gelden enkel voor het marien milieu. In Zweden werden enkel criteria opgesteld voor zware metalen.

Als algemene conclusie uit de toetsing van de voorlopige streef- en grenswaarden aan de bestaande criteria in andere landen kan gesteld worden dat de voorlopige grenswaarden uit de huidige studie eerder laag liggen voor arseen, PCB's, PAK's, minerale olie en EOX. De voorlopige grenswaarde voor cadmium ligt daarentegen eerder hoog.

7.2. Toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde

Sinds 1989 bemonstert de Vlaamse Milieumaatschappij, in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen-afdeling Maritieme Zeeschelde, jaarlijks een aantal vaste punten in de Beneden-Zeeschelde en de Westerschelde. De metingen in de Westerschelde situeren zich op Nederlands grondgebied en de verwerking ervan valt bijgevolg buiten het kader van deze studie. Het aantal bemonsterde punten in de Beneden-Zeeschelde neemt toe ('89: 14, '90: 14, '91: 16, '92: 16, '93: 17, '94: 17, '95: 21, '96: 21, '97: 21 en '98: 26). Dit is te wijten aan het feit dat het meetpuntennet werd uitgebreid met meetpunten in de Haven van Antwerpen (vanaf 1995) en ter hoogte van de Rupelmonding (vanaf 1998). Ook de meetpunten in de Haven van Antwerpen vallen buiten het kader van deze studie gezien het systeem van de havendokken via sluisdeuren is afgesloten van de Beneden-Zeeschelde, zodat de haven niet onder de OSPAR-regulatie valt.

Er worden telkens zes stalen genomen op één locatie welke dan gehomogeniseerd worden tot één mengmonster. In tabellen 34 en 35 zijn de gemiddelde waarden weergegeven voor de verschillende meetlocaties voor de periode van '89 tot en met '98. Deze gemiddelde waarden werden omgerekend naar een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum, uitgaande van gemiddelde waarden per jaar voor beide parameters. De normalisatie werd uitgevoerd volgens de formules, gehanteerd in Nederland (Verschuieren, 1990) en in de VMM-meetcampagne (VMM, 1998).

TBT is niet opgenomen in de jaarlijkse meetcampagne van de VMM. In 1999 werd een meetcampagne uitgevoerd door het laboratorium ECCA nv. De actuele concentratie aan TBT in de Beneden-Zeeschelde bedroeg $0,17 \pm 0,29$ mg/kg, wat een gemiddelde waarde is van 18 meetlocaties. De locaties stemmen overeen met deze uit de VMM-campagne van 1998. Er werden echter geen metingen uitgevoerd ter hoogte van de 'Geul Zeesluis van Wintam', 'Zeesluis Wintam – opwaarts' en 'Zeesluis Wintam-afwaarts'.

De actuele concentraties werden inzake toetsing ingerekend als 'gemiddelde + 2 * standaarddeviatie' gezien deze waarde 95% van de meetgegevens omvat en bijgevolg een eerste idee geeft van het

aantal meetpunten waar de overschrijding zich manifesteert. Om exact te weten op welk meetpunt de norm overschreden werd dient de toetsing uiteraard per meetlocatie uitgevoerd te worden. Indien het omgerekend gemeten gemiddelde boven de grenswaarde lag werd dit gemiddelde in vet aangeduid. In dit geval was de overschrijding te wijten aan algemeen hoge gemeten concentraties van één of meerdere parameters. Een overschrijding ten gevolge van een hoog gemiddelde impliceert bijgevolg dat op een groot aantal meetpunten de norm overschreden werd. Indien de overschrijding van de grenswaarde te wijten was aan het inrekenen van twee keer de standaarddeviatie werd deze deviatie in vet aangeduid. Dit betekent dat de overschrijding betrekking heeft op maximaal 5% van de gemeten waarden en derhalve eerder uitzonderlijk van aard is.

Tabel 34: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1989-1994

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)						Streef-waarde (mg/kg)	Grens-waarde (mg/kg)
	1989	1990	1991	1992	1993	1994		
Cadmium	3,65 ± 4,13	5,42 ± 6,80	4,13 ± 3,56	2,23 ± 1,48	2,52 ± 2,21	2,68 ± 1,92	2,9	15
Chroom	117,04 ± 82,52	96,61 ± 94,56	44,79 ± 35,05	59,03 ± 47,87	53,05 ± 42,72	64,81 ± 52,15	220	1.100
Koper	66,86 ± 67,49	47,86 ± 57,52	61,83 ± 57,68	64,42 ± 61,01	56,94 ± 52,75	63,96 ± 62,80	33	33
Kwik	3,74 ± 6,40	0,51 ± 0,64	0,49 ± 0,45	0,64 ± 0,69	0,37 ± 0,40	0,26 ± 0,25	1,3	6,6
Nikkel	64,90 ± 49,80	25,23 ± 27,62	17,99 ± 14,18	22,59 ± 18,15	18,85 ± 13,38	16,61 ± 13,42	54	270
Lood	57,92 ± 52,66	43,66 ± 49,91	71,40 ± 58,14	65,23 ± 51,76	55,96 ± 49,89	72,89 ± 65,97	173	865
Zink	441,47 ± 437,19	316,14 ± 255,31	323,19 ± 256,37	306,82 ± 251,74	343,79 ± 275	343,44 ± 285,56	450	630
Arseen	22,60 ± 24,11	13,31 ± 10,99	5,86 ± 3,18	11,55 ± 7,88	20,69 ± 13,70	14,50 ± 8,12	18	90
Fenantreen	-	-	0,43 ± 0,44	0,28 ± 0,23	0,27 ± 0,22	0,40 ± 0,39	-	-
Benz(a)antracene	-	-	0,45 ± 0,42	0,25 ± 0,26	0,20 ± 0,17	0,26 ± 0,25	-	-
Chryseen	-	-	0,43 ± 0,39	0,26 ± 0,22	0,20 ± 0,17	0,26 ± 0,24	-	-
Benzo(b)fluorantheen	0,60 ± 0,56	0,81 ± 1,09	0,60 ± 0,55	0,48 ± 0,41	0,37 ± 0,32	0,43 ± 0,41	-	-

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)						Streef- waarde (mg/kg)	Grens- waarde (mg/kg)
	1989	1990	1991	1992	1993	1994		
Benzo(k)fluorantheen	0,27 ± 0,28	0,20 ± 0,25	0,25 ± 0,23	0,21 ± 0,18	0,17 ± 0,14	0,20 ± 0,19	-	-
Benzo(a)pyreen	0,52 ± 0,54	0,34 ± 0,44	0,40 ± 0,36	0,35 ± 0,30	0,30 ± 0,26	0,33 ± 0,30	-	-
Benzo(ghi)peryleen	0,36 ± 0,36	0,59 ± 0,89	0,41 ± 0,37	0,18 ± 0,15	0,24 ± 0,21	0,40 ± 0,42	-	-
Naftaleen	-	-	0,09 ± 0,1	0,05 ± 0,06	-	-	-	-
Fluorantheen	0,99 ± 1,03	0,74 ± 0,81	1,26 ± 1,29	0,99 ± 0,86	0,59 ± 0,51	3,40 ± 3,18	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,37 ± 0,38	0,53 ± 0,70	0,39 ± 0,37	0,34 ± 0,33	0,22 ± 0,19	0,41 ± 0,39	-	-
ΣPAK	3,00 ± 3,00	3,24 ± 4,39	4,71 ± 4,50	3,39 ± 2,95	2,56 ± 2,19	3,40 ± 3,18	0,4	1,96
ΣPCB	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,04	0,05 ± 0,05	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,03	0,03	0,13
EOX	0,73 ± 1,00	1,72 ± 2,04	1,39 ± 1,42	1,48 ± 1,63	1,13 ± 1,19	1,41 ± 1,76	0,24	1,2
Minerale olie	713,43 ± 623,39	658,09 ± 772,76	666,82 ± 715,09	594,8 ± 566,85	355,20 ± 368,64	640,59 ± 974,24	151	755

Tabel 35: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1995-1998

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)				Streefwaarde (mg/kg)	Grenswaarde (mg/kg)
	1995	1996	1997	1998		
Cadmium	2,583 ± 2,62	2,85 ± 2,98	6,92 ± 4,71	3,86 ± 5,14	2,9	15
Chroom	69,16 ± 58,85	107,23 ± 77,70	84,94 ± 48,63	79,79 ± 60,72	220	1.100
Koper	54,87 ± 54,04	50,8 ± 59,49	64,19 ± 47,3	25,81 ± 29,86	33	33
Kwik	0,74 ± 1,47	0,45 ± 0,47	0,63 ± 0,52	0,41 ± 0,39	1,3	6,6
Nikkel	14,02 ± 10,92	20,41 ± 17,79	17,56 ± 10,74	19,94 ± 13,22	54	270
Lood	63,84 ± 50,20	64,94 ± 58,87	62,99 ± 43,59	58,83 ± 44,37	173	865
Zink	316,98 ± 267,14	261,06 ± 224,85	368,88 ± 265,65	289,66 ± 206,36	450	630
Arseen	20,06 ± 12,72	22,86 ± 15,48	28,61 ± 16,78	18,13 ± 10,54	18	90
Fenantreen	0,19 ± 0,16	0,22 ± 0,24	0,15 ± 0,46	0,121 ± 0,154	-	-
Benz(a)antraceen	0,14 ± 0,13	0,13 ± 0,13	0,3 ± 0,29	0,402 ± 0,387	-	-
Chryseen	0,15 ± 0,13	0,10 ± 0,11	0,20 ± 0,19	0,209 ± 0,182	-	-
Benzo(b)fluorantheen	0,26 ± 0,23	0,25 ± 0,27	0,012 ± 0,11	0,16 ± 0,15	-	-

Benzo(k)fluorantheen	$0,11 \pm 0,10$	$0,10 \pm 0,11$	$0,13 \pm 0,13$	$0,17 \pm 0,16$	-	-
Benzo(a)pyreen	$0,18 \pm 0,16$	$0,20 \pm 0,22$	$0,27 \pm 0,26$	$0,27 \pm 0,27$	-	-
Benzo(ghi)peryleen	$0,21 \pm 0,18$	$0,15 \pm 0,18$	$0,11 \pm 0,10$	$0,13 \pm 0,12$	-	-
Naftaleen	$0,003 \pm 0,01$	0	$0,17 \pm 0,15$	$0,23 \pm 0,2$	-	-
Fluorantheen	$0,3 \pm 0,25$	$1,78 \pm 1,55$	$0,26 \pm 0,35$	$0,33 \pm 0,36$	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	$0,23 \pm 0,21$	$0,22 \pm 0,24$	$0,17 \pm 0,16$	$0,24 \pm 0,24$	-	-
ΣPAK	$1,78 \pm 1,55$	$1,72 \pm 1,85$	$1,87 \pm 1,61$	$2,26 \pm 2,05$	0,4	1,96
ΣPCB	$0,03 \pm 0,03$	$0,02 \pm 0,02$	$0,026 \pm 0,028$	$0,02 \pm 0,02$	0,03	0,13
EOX	$1,93 \pm 1,59$	$1,18 \pm 1,54$	$1,85 \pm 1,89$	$2,06 \pm 4,67$	0,24	1,2
Minerale olie	$408,28 \pm 442,99$	$328,44 \pm 357,25$	$439,72 \pm 467,79$	$460,83 \pm 477,29$	151	755

Uit tabellen 34 en 35 kan afgeleid worden dat voor de gemeten componenten weinig significante schommelingen worden waargenomen in de periode '89-'98 hoewel globaal gezien enige verbetering in de kwaliteit merkbaar is. Minerale olie is het sterkst vertegenwoordigd in de baggerspecie, gevolgd door zink. De overige zware metalen, met lood en chroom voorop, zijn eveneens in hogere concentraties aanwezig.

Een toetsing van de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde (tabel 34 en 35) aan de voorlopige streef- en grenswaarden inzake sedimentkwaliteit toonde aan dat een aantal stoffen deze waarden overschrijden. Uit de toetsing blijkt dat de gemeten concentraties aan minerale olie elk jaar de voorlopige grenswaarde overschreden. De overschrijding was voornamelijk te wijten was aan het inrekenen van 2 keer de standaarddeviatie. De grenswaarde voor EOX werd elk jaar overschreden, waarbij de overschrijding voornamelijk te wijten was aan de gemiddelde gemeten waarde. De voorlopige grenswaarde voor koper werd elk jaar overschreden ten gevolge van een hoge gemiddelde waarde (behalve in '98 in de Beneden-Zeeschelde). Ook de voorlopige grenswaarde voor zink werd elk jaar overschreden ten gevolge van het inrekenen van '2 x standaarddeviatie'. Verder was de jaarlijkse overschrijding van de voorlopige grenswaarde voor PAK's voornamelijk te wijten aan de gemiddelde concentraties.

Na de toetsing van de actuele concentraties in 1998 aan de voorlopige streef- en grenswaarden kunnen de overschrijdingen als volgt worden samengevat:

- streefwaarden: cadmium, arseen, koper, zink, PAK, PCB, EOX en minerale olie;
- grenswaarde: koper, zink, PAK, EOX en minerale olie;

Een overschrijding van de voorlopige grenswaarde voor een component impliceert dat de specie niet zonder meer kan teruggestort worden. Uit voorgaande toetsing blijkt dat dit momenteel het geval zou zijn voor specie van de Beneden-Zeeschelde omwille van de verhoogde concentraties aan koper, zink, PAK, EOX en minerale olie. Er dient opgemerkt te worden dat met gemiddelde actuele waarden gerekend werd zodat de speciesamenstelling en bijgevolg het al dan niet respecteren van de voorlopige grenswaarde van locatie tot locatie kan verschillen. Verder gaat bovenstaande redenering uit van de overschrijding van één component. Naar het voorbeeld van Nederland kunnen andere toetsingsregels gehanteerd worden waarbij een aantal (minder schadelijke) componenten de vastgestelde norm in vastgestelde mate mogen overschrijden.

8. VOORSTEL VOOR EEN BESLISSINGSKADER

Op basis van de evenwichtsverdelingsmethode, evenwel rekening houdend met de mogelijke invloed van bioaccumulatie ten opzichte van predatoren en consumenten, werd tot wetenschappelijk onderbouwde criteria gekomen inzake de ecologische aanvaardbaarheid van het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone'. Deze criteria werden voorlopig streef- en grenswaarden genoemd waarbij:

- De voorlopige streefwaarden dienen beschouwd te worden als waarden waarbij voor de beschouwde componenten geen negatieve effecten verwacht worden; zij vormen een zogenoemd algemeen beschermingsniveau en zijn gebaseerd op de hoogste concentraties waarbij voor geen enkele organismegroep effecten verwacht worden;
- De voorlopige grenswaarden dienen beschouwd te worden als toetsingwaarden die nog beneden de concentraties vallen waarbij voor de gevoeligste organismegroepen effecten kunnen worden vastgesteld.

De voorlopige streefwaarden kunnen aldus beschouwd worden als ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen. De voorlopige grenswaarden bepalen de aanvaardbaarheid van het terugstorten / verspreiden van de baggerspecie in het aquatisch milieu.

De ecotoxicologische onderbouwing en aanvaardbaarheid is een eerste voorwaarde voor het opstellen van streefwaarden en grenswaarden. Daarnaast zijn er om tot een beoordelings- en beslissingskader te komen nog een aantal andere elementen van belang. In de eerste plaats is het zo dat dergelijk beslissingskader zich situeert in een internationale context waarbij het er tevens op aankomt rekening te houden met wat op internationaal vlak terzake gehanteerd wordt (vandaar de vergelijking met waarden van diverse andere landen). Ten tweede dient erover gewaakt dat het "stand still" beginsel gerespecteerd wordt. Zo kunnen de voorlopige grenswaarden naar beneden toe herzien worden, indien blijkt dat de huidige situatie dit reeds toelaat. Ten derde dienen de criteria te getuigen van realisme, m.a.w. het heeft geen zin criteria voorop te stellen die in de actuele situatie niet kunnen gerespecteerd worden, in zoverre evenwel dat de ecologische aanvaardbaarheid niet in het gedrang gebracht wordt.

Rekening houdend met deze elementen bestaat een eerste voorstel voor een beslissingskader erin de voorlopige grenswaarden niet als absolute limietwaarden te beschouwen.

Immers in geen enkel van de diverse landen waarvoor thans criteria beschikbaar zijn wordt strikt een grenswaarde die in dezelfde grootte-orde van concentratieniveau ligt toegepast als absolute verbodswaarde voor het terugstorten. In quasi alle gevallen wordt bij het overschrijden van bepaalde drempels in eerste instantie een meer uitgebreid onderzoek uitgevoerd en worden mogelijks milderende maatregelen uitgewerkt. Om deze reden worden de voorlopige

grenswaarden beschouwd als toetsingswaarden. Hierbij zal verder de interpretatie van deze toetsingswaarden worden verduidelijkt.

Verder is het zo dat het aantal componenten dat in deze studie wordt onderzocht doorgaans groter is dan het aantal componenten waarvoor in andere landen criteria worden toegepast, met uitzondering van Nederland. Opvallend hierbij is dat in geen enkel land criteria worden toegepast voor TBT. In Nederland is er een kwaliteitsdoelstelling (die zeer conservatief is) doch is er geen toetsings- of signaleringswaarde. In de andere landen is er geen enkel criterium. Verder is het zo dat de OSPAR-commissie geen verplichting oplegt om een norm voor TBT te definiëren. Om deze redenen en mede gezien het feit dat de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) principieel besloten heeft tot een internationale 'ban' van tributyltinverbindingen vanaf 2008 (Stichting Leefmilieu, 1999) lijkt het ons niet wenselijk een criterium voor TBT te voorzien voor de beslissing omtrent het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' in Vlaanderen.

Bij verdere vergelijking van de voorlopige grenswaarden met de criteria die in het buitenland gehanteerd worden kunnen de volgende vaststellingen geformuleerd worden:

- In het algemeen vallen de voorlopige grenswaarden voor alle onderzochte componenten binnen dezelfde grootte-orde als deze gehanteerd in de andere Europese landen. Wanneer nader ingegaan wordt op deze vergelijking kan opgemerkt worden dat voor minerale olie, EOX en PAK de hier bekomen waarde beduidend lager ligt dan in de twee à drie andere landen die voor deze parameters over een criterium beschikken. Verder blijkt uit deze vergelijking ook dat voor enkele metalen zoals cadmium, chroom, kwik en lood de hier bekomen voorlopige grenswaarden eerder hoog zijn;
- gezien de meeste criteria van andere landen het terugstorten in zee betreffen, zijn de hier bekomen waarden vrij streng¹;
- veelal wordt het 'stand still' principe gehanteerd bij de uitwerking van de criteria; d.w.z. dat het terugstorten niet mag leiden tot een verslechtering van de algemene kwaliteit van de ontvangende waterloop.

Rekening houdend met deze vaststellingen zullen de voorlopige grenswaarden, die hier gehanteerd werden aangepast worden. De uiteindelijk weerhouden waarden worden verder toetsingwaarden genoemd.

¹ : uit de literatuur (blz. 30) blijkt dat de K_d -waarde omgekeerd evenredig is met de saliniteit. Gezien de hogere saliniteit van zoutwater tov zoetwater is de K_d -waarde voor zoutwater lager en is het sedimentkwaliteitscriterium in principe strenger voor zoutwater.

AANPASSINGEN OMWILLE VAN INTERNATIONALE HARMONISATIE

Voor minerale olie, EOX en PAK liggen de voorlopige grenswaarden beduidend lager dan in de twee à drie andere landen die voor deze parameters over een criterium beschikken. Deze parameters vertegenwoordigen een mengsel van diverse componenten waardoor een ecotoxicologische onderbouwing van een streefwaarde en/of grenswaarde zeer moeilijk is. In dergelijke gevallen wordt in de meeste landen hetzij geen toetsingswaarde vooropgesteld, hetzij rekening gehouden met de achtergrondconcentraties. Vanuit deze optiek en gezien de hier bekomen waarden zeer laag zijn wordt een conservatieve aanpassing voorgesteld:

- **minerale olie:** voor baggerspecie met een standaard organisch stofgehalte van 5% en een lutumgehalte van 25% wordt voorgesteld de toetsingswaarde voor minerale olie te brengen op het niveau dat gehanteerd wordt in Nederland namelijk 1.500 mg/kg i.p.v. 755 mg/kg. Deze waarde ligt nog ruimschoots lager dan de laagste concentratie waarbij effecten worden genoteerd en ligt tevens binnen de veiligheidsmarge t.o.v. de concentratie waarbij geen effecten worden genoteerd;
- **EOX:** in dezelfde optiek als voor minerale olie wordt voorgesteld om de toetsingswaarde van EOX te brengen op 3,5 mg/kg (5% org. mat.; 25% lutum). Deze waarde ligt op hetzelfde niveau als de in Nederland gehanteerde toetsingswaarde bij dit gehalte aan organisch materiaal en lutum;
- **PAK:** voor de som van de PAK wordt voorgesteld de toetsingswaarde op 5 mg/kg te brengen (5% org. mat.; 25% lutum). Ook deze waarde stemt overeen met de in Nederland gehanteerde toetsingswaarde uit de 4^e Nota Waterhuishouding.

AANPASSINGEN OMWILLE VAN ACTUELE CONCENTRATIES IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE

- **koper:** voor koper blijkt de voorlopige grenswaarde laag te liggen t.o.v. de in het buitenland gehanteerde waarden. De reden hiervoor is dat voor deze component blijkbaar een zeer lage LOEC –waarde kon vastgesteld worden. Daardoor is de voorlopige grenswaarde aanzienlijk lager dan wat het geval zou zijn bij de toepassing van een “gemiddelde” extrapolatiefactor t.o.v. de PNEC waarde om tot een grenswaarde te komen. Dergelijke extrapolatiefactor brengt de grenswaarde op de helft van de NOEC van de gevoeligste groep organismen. Gezien enerzijds de voorlopige grenswaarde hier zeer laag is en anderzijds uit de toetsing met de situatie in de Beneden-Zeeschelde blijkt dat dergelijke lage waarden niet bereikt worden, wordt voorgesteld om voor koper voorlopig een extrapolatiefactor 5 toe te passen en aldus een toetsingswaarde van 165 mg/kg te hanteren;
- **zink:** ook voor zink geldt dat de voorlopige grenswaarde laag ligt t.o.v. de in het buitenland gehanteerde waarden omwille van een zeer lage LOEC-waarde. Het toepassen van een “gemiddelde” extrapolatiefactor t.o.v. de PNEC-waarde voor zink zou de toetsingswaarde –

hoewel ecotoxicologisch aanvaardbaar – op een hoog niveau brengen in vergelijking met de ons omringende landen. Bijgevolg wordt hier een toetsingswaarde van 675 mg/kg voorgesteld (PNEC x 1,5).

AANPASSINGEN OMWILLE VAN HET “STAND STILL”-BEGINSEL

Voor chroom, nikkel en kwik bleek bij de toetsing van de voorlopige grenswaarden met de actuele situatie dat de huidige concentraties ver beneden deze voorlopige grenswaarde lagen. Vanuit ecologisch standpunt is het dan ook opportuun om voor deze parameters het “stand still” beginsel toe te passen en de voorlopige grenswaarde, die gebaseerd is op de extrapolatie van de PNEC met een factor 5, naar beneden te herzien.

Aldus wordt voorgesteld de voorlopige grenswaarde te verlagen tot 1,5 keer de streefwaarde. De aldus bekomen toetsingswaarden zijn afgerond:

- **Chroom** 1100 mg/kg → 330 mg/kg;

- **Nikkel** 270 mg/kg → 80 mg/kg;

- **Kwik** 6,6 mg/kg → 2 mg/kg.

Omwille van dezelfde reden kunnen ook de voorlopige grenswaarden voor arseen en cadmium verlaagd worden. Evenwel rekening houdend met de huidige gehalten wordt de voorlopige grenswaarde hier verlaagd tot een niveau gelijk aan de streefwaarde geëxtrapoleerd met een factor 4. De aldus bekomen toetsingswaarden zijn:

- **arseen** 90 → 72 mg/kg;

- **cadmium** 15 → 10 mg/kg.

Voor lood tenslotte wordt een extrapolatiefactor 2 toegepast op de PNEC om de toetsingswaarde te bekomen:

- **lood** 865 mg/kg → 350 mg/kg.

Het geheel van de voorgestelde criteria voor de beoordeling van het terugstorten van baggerspecie in de wateren van de maritieme zone zijn samengevat in tabel 36. Deze criteria gelden voor een standaardbodem met een gehalte aan organisch materiaal van 5% en een lutumgehalte van 25%.

In Nederland wordt baggerspecie genormeerd naar organisch materiaal en lutumfractie volgens formules die werden opgesteld in het kader van bodemsanering (Verschueren, 1990). Dit is niet

het geval in de andere landen. Ook op het vlak van het bodemsaneringsdecreet wordt in Vlaanderen evenwel dergelijke normering ten opzichte van een standaardbodem toegepast. In analogie met Nederland, maar hoofdzakelijk om te komen tot een geïntegreerd Vlaams juridisch kader, stellen wij voor om de streef- en toetsingswaarden te normeren volgens de formules, opgesteld in het kader van VLAREBO (OVAM, 1996). Bijgevolg dienen de streef- en toetsingswaarden voor ΣPAK, ΣPCB, minerale olie en EOX als volgt aangepast te worden:

$$\text{Streefwaarde resp. toetsingswaarde} * (x / 5)$$

Waarbij x: het gemeten gehalte organische stof (ondergrens: 2%, bovengrens: 30%). De ondergrens en de bovengrens zijn beide hoger dan deze die in het VLAREBO gehanteerd worden, dit rekening houdend met de gemiddelde gehalten aan organisch materiaal en lutum in de baggerspecie. Deze gemiddelden liggen hoger dan het gemiddelde van de Vlaamse bodem.

Gezien ook de biobeschikbaarheid van metalen enigszins beïnvloed wordt door het gehalte aan organisch materiaal en lutum wordt hier voor de toetsing de volgende formule voorgesteld die afkomstig is uit het VLAREBO (OVAM, 1996):

$$\text{Streefwaarde resp. toetsingswaarde} * ((A + B*x + C*y) / (A + B*25 + C*5))$$

- Waarbij
- A, B, C: coëfficiënten, afhankelijk van de beschouwde parameter;
 - x: percentage lutum (ondergrens: 3%);
 - y: percentage organisch materiaal (ondergrens: 2%, bovengrens: 30%).

En

Parameter	A	B	C
Arseen	14	0,5	0
Cadmium	0,4	0,03	0,05
Chroom	31	0,6	0
Koper	14	0,3	0
Kwik	0,5	0,0046	0
Lood	33	0,3	2,3

Parameter	A	B	C
Nikkel	6,5	0,2	0,3
Zink	46	1,1	2,3

Tabel 36: beoordelingscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' in Vlaanderen (standaardbaggerspecie: 5% organisch materiaal; 25% lutum)

Component	Streefwaarde mg/kg	Toetsingswaarde mg/kg
Arseen	18	72
Cadmium	2,9	10
Chroom	220	330
Koper	33	165
Kwik	1,3	2
Nikkel	54	80
Lood	173	350
Zink	450	675
Σ PAK ⁽¹⁾	0,4	5
Σ PCB ⁽²⁾	0,03	0,13
Minerale olie	151	1.500
EOX	0,24	3,5

⁽¹⁾ naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen

⁽²⁾ PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

Amphipoden				
Hyalella azteca		LC ₅₀ -10 d in zoetwater sediment	31 µg/l	Phipps et al., 1995
Anneliden				
Lumbriculus variegatus	-	LC ₅₀ -10 d	35 µg/l	Phipps et al., 1995
Chironomidae				
Chironomus tentans		LC ₅₀ -10 d	54 µg/l	Phipps et al., 1995
Amphibiën				
Bufo arenarum	embryo	LC50-7 d	0.05 mg/l	Herkovits & Helguero, 1998
		NOEC-7 d	0.02 mg/l	“

Hierbij is

- de streefwaarde deze waarde waarnaar op termijn gestreefd dient te worden gebaseerd op veilige concentraties voor het aquatisch milieu;
- de toetsingswaarde deze waarde waarbij in geval van overschrijding bijkomend onderzoek noodzakelijk is om de aanvaardbaarheid van het terugstorten na te gaan en dit volgens het volgende stramien;
 - indien voor maximaal 2 parameters de toetsingswaarde met niet meer dan 50% overschreden wordt mag de baggerspecie teruggestort worden;
 - indien voor meer dan twee parameters de toetsingswaarde overschreden wordt of voor één parameter de toetsingswaarde met meer dan 50% overschreden wordt dient de betreffende partij aan bijkomend onderzoek onderworpen te worden door
 - een analyse van 3 bijkomende mengstalen voor alle individuele parameters. Naast de in tabel 37 vermelde parameters betreft het inzake PAK's de 10 van OVAM, inzake EOX zijn dit aldrin, endrin, DDT en derivaten, endosulfan, HCH's, heptachloor(epoxide), HCB, di-, tri-, tetra-, penta- en hexachloorbenzeen, di- en pentachloorfenol;
 - indien de overschrijding bevestigd wordt, volgt een ecotoxicologische evaluatie van het impactrisico, rekening houdend met de karakteristieken van het ontvangend milieu;

Tijdens dit bijkomend onderzoek worden de baggerwerken niet stilgelegd zolang de finale resultaten niet gekend zijn. Het terugstorten van de verontreinigde specie dient evenwel zoveel mogelijk vermeden te worden.

De analysemethoden die worden voorgesteld zijn de methoden die door de VMM gehanteerd worden in het kader van de jaarlijkse meetcampagne in de Wester- en Beneden-Zeeschelde. Gezien het hier om baggerspecie gaat in een brakwatermilieu stemmen de methoden niet overeen met internationaal erkende standaardmethoden (DIN). Zij zijn evenwel in overeenstemming met de Nederlandse partner ter zake vastgelegd. Omwille van de confidentialiteit werd slechts een samenvatting van de analysemethoden in bijlage 3 van deze studie gevoegd². Bij uitnodiging van de erkende laboratoria voor de uitvoering van de analyses kunnen de methodes wel in het bestek gespecificeerd worden.

Teneinde een overzichtelijke vergelijking met de normen, gehanteerd in de ons omringende landen, te vertrekken is hierna een overzichtstabel met vergelijkbare streefwaarden en

² VMM – 1999. Beschrijving van de methoden voor de bepaling van een aantal parameters op slib, sediment of zwevende stofmonsters, Werkdocument September 1999.

toetsingswaarden (resp. tabel 37 en 38) weergegeven. De Vlaamse streef- en toetsingswaarden omgerekend naar een Nederlandse standaardbodem (10% organisch materiaal, 25% lutum) werden tussen haakjes vermeld.

Tabel 37: Onderlinge vergelijking van Vlaamse streefwaarden met bestaande normen uit andere landen

Component	Vlaanderen streefwaarde	Duitsland Actieniveau 1	Frankrijk Niveau 1	Nederland Kwaliteitsdoelstelling 2000	Noorwegen Klasse 1	Spanje Actieniveau 1	Zweden Actieniveau 1
Arseen (mg/kg)	18 (19,3)	30	25	85	< 20 – 80	80	30 – 100
Cadmium (mg/kg)	2,9 (3,3)	2,5	1,2	2	< 0,25 – 1	1	0,9 – 3
Chroom (mg/kg)	220 (220)	150	90	480	< 70 – 300	200	60 – 200
Koper (mg/kg)	33 (36)	40	45	35	< 35 - < 150	100	60 – 200
Kwik (mg/kg)	1,3 (1,33)	1	0,4	0,5	< 0,15 – 0,6	0,6	0,3 – 10
Nikkel (mg/kg)	54 (54)	50	37	35	< 30 – 130	100	45 – 150
Lood (mg/kg)	173 (184)	100	100	530	< 30 – 120	120	30 – 100
Zink (mg/kg)	450 (475)	350	276	480	< 150 – 700	500	375 – 1.250
TBT (mg/kg)	0,01	-	-	1,5	-	-	-
ΣPAK (mg/kg)	0,4 (0,8)	1****	-	1*	< 0,3 – 2*****	-	-
ΣPCB (µg/kg)	30 (60)	20	-	22**	< 5 – 25	30	-
Minerale olie (mg/kg)	151 (302)	300	-	50*****	-	-	-
EOX (mg/kg)	0,24 (0,48)	-	-	0,3	< 100 – 500***	-	-

*: Nederlandse milieukwaliteitsdoelstelling 2000 voor de ΣPAK omvat de volgende PAK's: antraceen, fenantreen, fluorantheen, benz(a)antraceen, chryseen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen ;

** : er werd geen som gedefinieerd voor de Nederlandse streefwaarde, hiertoe werden de streefwaarden voor de individuele componenten opgeteld ;

***: EPOCl: 'extractable persistent organic chlor' ;

****: som van fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen ;

*****: gezien er geen milieukwaliteitsdoelstelling 2000 gedefinieerd werd is de streefwaarde genomen ;

*****: 16 van EPA

Tabel 38: Onderlinge vergelijking van Vlaamse toetsingswaarden met bestaande normen uit andere landen

component	Vlaanderen toetsingswaarde	Duitsland Actieniveau 2	Frankrijk Niveau 2	Nederland toetsingswaarde	Noorwegen	Spanje	Zweden
Arseen (mg/kg)	72 (77,3)	150	50	55	> 1.000	200	> 100
Cadmium (mg/kg)	10 (11,5)	12,5	2,4	7,5	> 10	5	> 3
Chroom (mg/kg)	330 (330)	750	180	380	> 5.000	1.000	> 200
Koper (mg/kg)	165 (180)	200	90	90	> 1.500	400	> 200
Kwik (mg/kg)	2 (2,06)	5	0,8	1,6	> 5	3	> 10
Nikkel (mg/kg)	80 (80)	250	74	45	> 1.500	400	> 150
Lood (mg/kg)	350 (371,9)	500	200	530	> 1.500	600	> 100
Zink (mg/kg)	675 (713,2)	1.750	552	720	> 10.000	3.000	> 1.250
ΣPAK (mg/kg)	5 (10)	3***	-	10	> 20	-	-
ΣPCB (µg/kg)	130 (260)	60	-	200	> 300	100	-
Minerale olie (mg/kg)	1.500 (3.000)	1.000	-	3.000	-	-	-
EOX (mg/kg)	3,5 (7)		-	7	> 15	-	-

***: som van fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen.

9. VOORSTEL VAN EEN REGLEMENTERING TOT VERGUNNING VAN HET STORTEN VAN BAGGERSPECIE

Op basis van alle aspecten die in deze studie zijn aan bod gekomen, kan een voorstel voor reglementering uitgewerkt worden. Zoals bij de analyse van het huidige wettelijk kader in relatie tot het Verdrag van Parijs is gebleken, is het ten eerste aan te bevelen dat de vergunningverlening op een voldoende hoog overkoepelend niveau geregeld wordt.

Er wordt voorgesteld de vergunningsprocedure met een Ministerieel Besluit te regelen. Hierbij dienen twee elementen aan bod te komen die thans nog niet wettelijk vastgelegd zijn:

- het wettelijk kader omtrent de aanvraag van de vergunning, meer bepaald de te verstrekken informatie;
- het wettelijk kader van de vergunningverlening.

Voor beide elementen is hieronder een voorstel uitgewerkt.

Het besluit met betrekking tot de vergunningsaanvraag dient de volgende aandachtspunten te bevatten:

- het decreet van 19 april 1995 houdende goedkeuring van het Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan, Bijlagen I, II III en IV en de Aanhangsels 1 en 2, gedaan te Parijs op 22 september 1992;
- de wet van 11 mei 1995 houdende goedkeuring van het Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan, Bijlagen I, II, III en IV en de Aanhangsels 1 en 2 gedaan te Parijs op 22 september 1992;
- de lijst van de gegevens vereist voor het onderzoek van de volledigheid van een aanvraag tot het verkrijgen van een bijzondere vergunning voor het storten van baggerspecie in de binnenwateren van de maritieme zone zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs;
- het onderzoek door de Minister of door de door hem daartoe gemachtigde ambtenaar van vergunningsaanvraag en haar bijlagen op hun volledigheid overeenkomstig het bepaalde in de bijlage bij dit besluit.

Hieronder is een lijst van gegevens verstrekt die nuttig geoordeeld worden met betrekking tot het onderzoek van de ontvankelijkheid van een aanvraag ter verkrijging van een bijkomende vergunning voor het storten van baggerspecie in de binnenwateren van de maritieme zone zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs.

1. Identificatie van de aanvrager

1.1. Volledige identificatie van de aanvrager:

de naam, voornamen, nationaliteit, hoedanigheid, woonplaats of verblijfplaats en, in voorkomend geval de gekozen woonplaats van de aanvrager indien hij een natuurlijke persoon is.

Indien de aanvraag uitgaat van een rechtspersoon:

- de naam van de rechtspersoon of de handelsnaam zoals bepaald in de statuten;
- het rechtskarakter of de rechtsvorm;
- het adres van de maatschappelijke zetel en van de inrichtingen die niet gelegen zijn in het gebied van de maatschappelijke zetel;
- het inschrijvingsnummer in het handelsregister;
- de naam, voornamen, woonplaats of gekozen verblijfplaats van de personen die als individueel of collegiaal orgaan bevoegd zijn namens de rechtspersoon verbintenissen aan te gaan en hem in rechte te vertegenwoordigen, alsmede van de uitvoeringsambtenaren en van de bijzondere lasthebbers, die naar behoren gemachtigd zijn.

1.2. Identificatie van in te zetten vaartuigen

Bij de aanvraag moet, hetzij het origineel, hetzij het door de bevoegde overheid voor eensluidend verklaard afschrift van volgende stukken gevoegd zijn:

- beschrijving van het vaartuig (+ schema) en/of andere stortingsinstallaties;
- beschrijving van de baggertechniek en de lossingstechniek.

2. Gegevens over de baggerplaats(en) en losplaats(en)

2.1. De baggerplaats

2.1.1. Naam en situering van de baggerplaats(en) op een kaart met schaal 1/10.000

2.2. De losplaats(en)

2.2.1. Naam en situering van de losplaats(en) op een kaart met schaal 1/10.000

3. Gegevens over de baggerspecie en het lossen

3.1. Tonnenmaat, duur en frequentie

3.1.1. Hoeveelheid (gemiddelden en max.) per jaar (ton)

3.1.2. Hoeveelheid (gemiddelden en max.) per storting (ton)

3.1.3. Voorgestelde kalender voor de storting (raming van de frequentie)

3.1.4. Periode waarvoor de bijzondere vergunning wordt gevraagd

3.2. Fysische en chemische eigenschappen van de te lossen baggerspecie

Volgende fysische en chemische eigenschappen dienen voor elke ruimingsplaats bepaald te worden uitgaande van analyse van telkens twee mengstalen op basis van 6 stalen per mengstaal.

- droge stofgehalte;
- korrelgrootteverdeling (fractie > 63 µm, < 63 µm, < 16 µm, < 2 µm);
- totaal organische koolstof;
- totaal organische stof;
- metalen: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As, Zn, Hg;
- minerale olie;
- EOX;
- polyaromatische verbindingen PAK (naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen);
- PCB's (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180).

Indien de aanvraag van de vergunning niet aan de vooropgestelde bepalingen voldoet kan via een Ministerieel Besluit bepaald worden dat de aanvrager niet vergund wordt tot het terugstorten van baggerspecie afkomstig van de binnenwateren van de maritieme zone. In het andere geval wordt de vergunning toegestaan. Hierbij wordt aanbevolen dat de volgende aandachtspunten aan bod komen:

- de plaatsen waar de baggerspecie mag gestort worden:

- naam + referentie naar plan
- naam + referentie naar plan
- ...

- de hoeveelheid baggerspecie die per jaar mag teruggestort worden: cfr onderstaande tabel

Baggerspecie afkomstig van de Beneden-Zeeschelde	Hoeveelheid per jaar (ton droge stof)	
	gemiddelde	maximum

- de sedimentkwaliteitscriteria waaraan het terug te storten baggermateriaal dient te voldoen:

Component	Streefwaarde mg/kg	Toetsingswaarde mg/kg
Arseen	18	72
Cadmium	2,9	10
Chroom	220	330

Koper	33	165
Kwik	1,3	2
Nikkel	54	80
Lood	173	350
Zink	450	675
Σ PAK ⁽¹⁾	0,4	5
Σ PCB ⁽²⁾	0,03	0,13
Minerale olie	151	1.500
EOX	0,24	3,5

⁽¹⁾ naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen

⁽²⁾ PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

De normen gelden voor een standaardbodem met een gehalte aan klei van 25% en een gehalte aan organisch materiaal van 5%. Om bij het toetsen van de gemeten concentraties van de componenten aan de normen rekening te kunnen houden met de kenmerken van de specie worden de normen omgerekend naar de gemeten gehalten klei en organisch materiaal in het te toetsen monster.

Inzake zware metalen gebeurt de omrekening op basis van onderstaande formule:

$$N(x,y) = N(25,5) * ((A + B*x + C*y)/(A + B*25 + C*5))$$

Waarbij N: streef- of toetsingswaarde voor de beschouwde component;

x: percentage klei (ondergrens 3%);

y: percentage organisch materiaal (ondergrens 2%, bovengrens 30%);

A, B, C: coëfficiënten, afhankelijk van de beschouwde parameter:

Parameter	A	B	C
Arseen	14	0,5	0
Cadmium	0,4	0,03	0,05
Chroom	31	0,6	0

Parameter	A	B	C
Koper	14	0,3	0
Kwik	0,5	0,0046	0
Lood	33	0,3	2,3
Nikkel	6,5	0,2	0,3
Zink	46	1,1	2,3

Inzake organische componenten gebeurt de omrekening op basis van onderstaande formule:

$$N(y) = N(5) * y/5$$

Waarbij N: streef- of toetsingswaarde voor de beschouwde component;

y: percentage organisch materiaal (ondergrens 2%, bovengrens 30%).

Verder is

- de streefwaarde deze waarde waarnaar op termijn gestreefd dient te worden gebaseerd op veilige concentraties voor het aquatisch milieu;
- de toetsingswaarde deze waarde waarbij in geval van overschrijding bijkomend onderzoek noodzakelijk is om de aanvaardbaarheid van het terugstorten na te gaan en dit volgens het volgende stramien:
 - indien voor maximaal 2 parameters de toetsingswaarde met niet meer dan 50% overschreden wordt mag de baggerspecie teruggestort worden;
 - indien voor meer dan twee parameters de toetsingswaarde overschreden wordt of voor 1 parameter de toetsingswaarde met meer dan 50% overschreden wordt dient de betreffende partij aan bijkomend onderzoek onderworpen te worden door:
 - een analyse van 2 bijkomende mengstalen voor alle individuele parameters. Naast de in tabel 36 vermelde parameters betreft het inzake PAK's de 10 van OVAM, inzake EOX zijn dit aldrin, endrin, DDT en derivaten, endosulfan, HCH's, heptachloor(epoxide), HCB, di-, tri-, tetra-, penta- en hexachloorbenzeen, di- en pentachloorfenol;
 - indien de overschrijding bevestigd wordt, door een ecotoxicologische evaluatie van het impactrisico, rekening houdend met de karakteristieken van het ontvangend milieu.

Tijdens dit bijkomend onderzoek worden de baggerwerken niet stilgelegd zolang geen finale resultaten gekend zijn. Het terugstorten van de verontreinigde specie dient evenwel zoveel mogelijk vermeden te worden.

- het vastleggen van de toezichthoudende overheid en de manier waarop de controle kan geschieden.
- de verplichting een register bij te houden waarbij maandelijks de volgende gegevens geregistreerd worden:
 - de baggersite(s);
 - de site(s) van terugstorten;
 - de totale hoeveelheid teruggestort per site;
 - het type van het (de) baggertuig(en).

In dit register dienen tevens de resultaten van uitgevoerde analyses opgenomen te worden.

- de verplichting ingeval van calamiteiten, onregelmatigheden of bijzondere omstandigheden de nodige maatregelen te treffen teneinde een nadelige beïnvloeding van de kwaliteit van het milieu zoveel mogelijk te voorkomen of te beperken en deze te rapporteren;
- de verplichting van de vergunninghouder een persoon aan te wijzen die in het bijzonder belast is met het toezicht op de naleving van de in deze vergunning opgenomen voorschriften;
- de verplichting redelijkerwijs mogelijke maatregelen te nemen, teneinde te voorkomen dat de vergunningverlenende instantie dan wel derden ten gevolge van het gebruik van de vergunning schade lijden;
- een aansprakelijkheidsclausule;
- bepaling inzake de hernieuwing van de vergunning.

Er is momenteel onvoldoende rechtsgrond om deze ministeriële besluiten op te baseren. Ofwel dient VLAREM I in die zin aangepast te worden dat de minister wel een vergunning kan/mag afleveren, ofwel dient de baggerspecieproblematiek uit de VLAREM-wetgeving gelicht te worden. Dan is er nood aan een Wet of Decreet, waaraan de Ministeriële besluiten kunnen gekoppeld worden. Op beide mogelijkheden wordt in onderstaande alinea's nader ingegaan.

In de huidige versie van VLAREM I is het terugstorten van baggerspecie een vergunningsplichtige activiteit klasse 2 die valt onder het 'verwijderen van afvalstoffen'.

Om het terugstorten van baggerspecie, die valt onder toepassing van OSPAR, naar het gewestelijk niveau te brengen, zou kunnen teruggeregpen worden naar de voorheen bestaande bevoegdheid van de Vlaamse regering (de Gemeenschapsminister) om de vergunningsaanvragen van Staat, Gemeenschap, Gewest,... te behandelen. Deze regeling werd echter opgeheven door het Programmadecreet van 1994 dat deze bevoegdheid doorschoof naar de Bestendige Deputatie.

In het Milieuvergunningsdecreet bestaat een afwijkende regeling voor de verplaatsbare inrichtingen, waarvoor de Vlaamse regering bevoegd gesteld wordt. Dit werd echter nog niet omgezet in uitvoeringsbesluiten. De rechtsleer is echter van oordeel dat het een afwijkend systeem is dat de doorzichtigheid en de eenheid van procedure in het gedrang kan brengen. Het opnemen van een bijkomende uitzonderingsregel lijkt bijgevolg niet haalbaar.

Daar VLAREM zelf al het storten van baggerspecie onderbrengt bij de 'verwijdering van afvalstoffen', geregeld volgens het decreet van 02/07/81 betreffende de voorkoming en het beheer van afvalstoffen, dient nagekeken te worden of deze regelgeving ook als basis kan dienen voor een reglementering buiten VLAREM I. Art. 3 § 5 van het Decreet bepaalt dat de Vlaamse regering andere afvalstoffen als bijzondere afvalstoffen kan aanwijzen. Dit is gebeurd via artikel 2.3.1. § 2.1° van het VLAREA (B. VL. R. 17.12.1997), dat onder meer de 'baggerspecie' als een bijzondere afvalstof aanwijst. Art. 32 van hetzelfde decreet bepaalt dat de Vlaamse regering nadere regels vaststelt voor het beheer van de bijzondere afvalstoffen. Hierbij wordt vermeld dat deze regels de algemene regels voor het beheer van afvalstoffen aanvullen maar dat zij ook voor welbepaalde bijzondere afvalstoffen en activiteiten gericht op het beheer van deze afvalstoffen voorschriften kunnen omvatten die afwijken van de bepalingen van het Decreet inzake vergunningen, erkenningen, meldingen en registratie, indien dit vereist is voor de doelmatige verwijdering of de nuttige toepassing van deze afvalstoffen. Deze voorschriften moeten dan waarborgen dat de verwijdering gebeurt zonder gevaar voor de gezondheid van de mens en zonder nadelige gevolgen voor het milieu. Deze bepalingen zouden kunnen worden toegepast om, buiten het vergunningssysteem van VLAREM I om, een bijzonder vergunningsregime uit te werken voor het storten van baggerspecie dat onder toepassing van het OSPAR-verdrag valt.

Weliswaar bepaalt art. 5.2.1. van het VLAREA dat de verwijdering van afvalstoffen slechts toegelaten is in een overeenkomstig titel I van het VLAREM daarvoor vergunde inrichting. Er wordt echter geoordeeld dat deze bepaling geen afbreuk kan doen aan de regeling die in voormeld art. 32 van het Decreet is voorzien en waardoor dus wel een vergunningsregime en waardoor dus wel een vergunningsregime buiten VLAREM wordt mogelijk gemaakt.

Er kan besloten worden dat, met het Afvalstoffendecreet als rechtsgrond, een vergunningsregeling op niveau van de Vlaamse regering kan worden uitgewerkt.

REFERENTIELIJST

- Abernethy S., Bobra A.M., Shiu W.Y., Wells P.G., Mackay D. (1986). Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planctonic crustaceans: the key role of organism-water partitioning. *Aquatic Toxicol.*, 8, 163-174.
- Abraham T.J., Salih K.Y., Chacko J. (1986). Effects of heavy metals on the filtration rate of bivalve *Villorita cyprinoides* (Hanley) var. *cochinensis*. *Indian. J. Mar. Sci.*, 15(3), 195-196.
- Alzieu C. (1996). Biological effects of tributyltin on marine organisms. *Cambridge Environmental Chemistry Series*, (8), 167-211.
- Amiard J.C. (1976). Les variations de la phototaxie des larves de crustacés sous l'action de divers polluants métalliques: mise au point d'un test de toxicité subléthale. *Mar. Biol.*, 34, 239-245.
- Anderson M.B., Preslan J.E., Jolibois L., Bollinger J. E., George W.J. (1997). Bioaccumulation of lead nitrate in Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*). *Journal of Hazardous Materials*, 54, 15-29.
- Anderson, P.R. & Christensen T.H.(1988). Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. *Journal of Soil Science*, 39, 15-22.
- Ankley G.T. (1996). Evaluation of metal/acid-volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates. *Environ. Tox. Chem.*, 15(12), 2138-2146.
- Ankley G.T., Di Toro D.M., Hansen D.J., Berry W.J. (1996). Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Tox. Chem.*, 15(12), 2056-2066.
- Ankley G.T., Leonard E.N., Mattson V.R. (1994). Prediction of bioaccumulation of metals from contaminated sediments by the oligochaete, *Lumbriculus variegatus*. *Water Res.*, 28, 1071-1078.
- Anoniem. (1981). Copper. *Danger. Prop. Ind. Mat. Rep.*, 1(5), 48-49.
- Arnott G..H., Ahsanullah M. (1979). Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 30, 63-71.
- Arthur, A.D. & Dixon, D.G. (1994). Effects of rearing density on the growth response of juvenile fathead minnow (*Pimephales promelas*) under toxicant-induced stress. *Can. J. fish. Aquat. Sci.* 51(2):365-371.
- Bastian M.V., Toetz D.W. (1982). Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of *Anabaena flos-aquae*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29, 531-538.

- Baumard P., Budzinski, H. & Garrigues, P. (1998). Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the Western Mediterranean Sea. *Environmental toxicology and chemistry*, vol.17, no. 5, pp. 765-776.
- Beaumont A.R., Budd M.D. (1984). *Mar. Pollut. Bull.*, 15, 402.
- Bechmann R.K. (1994). Use of life tables and LC₅₀ tests to evaluate chronic and acute toxicity effects of copper on the marine copepod *Tisbe furcata* (Baird). *Environ. Toxicol. Chem.*, 13(9), 1509-1517.
- Bengtsson B.E., Bergstrom B. (1987). A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (Harpacticoidea Crustacea) for aquatic toxicity. *Ecotox. Environ. Saf.*, 14, 260-268.
- Berk S.G., Gunderson J.H., Derk L.A. (1985). Effects of cadmium and copper on chemotaxis of marine and freshwater ciliates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 34, 897-903.
- Black, M.C., Burton, W., McCarthy, J.F., Peterson, M.J. and Southworth, G.R. (1993). Accumulation of contaminants by biota in East Fork Poplar Creek. In: Oak Ridge Y12 Plant, *Environ. Sci. Div. Publ. No. 3859*, Oak Ridge Natl. Lab. Oak Ridge, TN 4:109-172.
- Blaxter J.H.S. (1977). The effect of copper on the eggs and larvae of plaice and herring. *J. Mar. Biol. Ass.*, 57, 849-858.
- Bolger M., Henry S.H., Carrington C.D. (1996). Hazard and risk assessment of crude oil contaminants in subsidence seafood samples from Prince William Sound. *Am. Fisch. Soc. Sym.*, 18, 837-843.
- Bombardier M., Bermingham N. (1999). The Sed-Tox index: toxicity-directed management tool to assess and rank sediments based on their hazard-concept and application. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(4), 685-698.
- Boney A.D. (1974). Aromatic hydrocarbons and the growth of marine algae. *Mar. Poll. Bull.*, 5(12), 185-186.
- Borgmann U., Cheam V., Norwood W.P., Lechner J. (1998). Toxicity and bioaccumulation of thallium in *Hyalella azteca*, with comparison to other metals and prediction of environmental impact. *Environ. Poll.*, 99, 105-114.
- Bouchard N., Pelletier E., Fournier M. (1999). Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environ. Tox. Chem.*, 18(3), 519-522.
- Braek G.S., Jensen A., Mohus A. (1976). Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. III. Combined effects of copper and zinc ions on cultures of four common species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 25, 37-50.

- Bresler V., Yanko V. (1995). Acute toxicity of heavy metals for benthic epiphytic foraminifera *Pararotalia spinigera* (Le Calvez) and influence of seaweed-derived DOC. Environ. Toxicol. Chem., 14(10), 1687-1695.
- Bresler V., Yanko V. (1995). Acute toxicity of heavy metals for benthic epiphytic foraminifera *Pararotalia spinigera* (Le Calvez) and influence of seaweed-derived DOC. Environ. Toxicol. Chem., 14(10), 1687-1695.
- Bressan M., Brunetti R. (1988). The effects of nitriloacetic acid, Cd and Hg on the marine algae *Dunaliella tertiolecta* and *Isochrysis galbana*. Water Res., 22, 553-556.
- Brown B., Ahsanullah M. (1971). Effects of heavy metals on mortality and growth. Mar. Poll. Bull., 2, 182-187.
- Brussaard J.H., Van Dokkum W., Van der Paauw C.G., De Vos R.H., De Kort L.A.M., Löwik M.R.H. (1996). Dietary intake of food contaminants in The Netherlands (Dutch Nutrition Surveillance System). Food Additives and Contaminants, 13(5), 561-573.
- Bryan G.W. (1984). Pollution due to heavy metals and their compounds. In: Marine Ecology. A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters. Volume V: ocean management. Part 3: Pollution and Protection of the Sea-Radioactive Materials, Heavy metals and Oil. Otto Kinne (Ed). John Wiley & Sons, Chichester (Pub).pp. 1289-1431.
- Burmester D.E., Menzie C.A., Freshman J.S. (1991). Assessment of methods for estimating aquatic hazards at superfund-type sites: a cautionary tale. Environ. Toxicol. Chem., 10(6), 827-842.
- Bushong et al. (1988). Acute toxicity of tributyltin to selected chesapeake bay fish and invertebrates. Water Research, 22, 1027.
- Bustamente, P., Caurant, F., Fowler, S.W., Miramand, P. (1998). Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. The science of the total environment, 220:71-80.
- Calabrese A., Collier R.S., Nelson D.A., Macinnes J.R. (1973). The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Biol., 18, 162-166.
- Calder J.A., Lader J.H. (1976). Effect of dissolved aromatic hydrocarbons on the growth of marine bacteria in batch culture. Appl. Environ. Microbiol., 32(1), 95-101.
- Call, D.J., Brooke, L.T., Ahmad, N. & Richter, J.E. (1983). Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. EPA 600/3-83-095, U.S. EPA, Duluth, MN:120p. (U.S. NTIS PB83-263665).

- Carlson, A.R. & Kosian, P.A. (1987). Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16(2):129-135.
- Casas A.M., Crecelius E.A. (1994). Hazard assessment: relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments. Environ. Toxicol. & Chem., 13(3), 529-536.
- Casas A.M., Crecelius E.A. (1994). Hazard assessment: relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments. Environ. Toxicol. & Chem., 13(3), 529-536.
- Chapman, G.A., Ota, S. & Recht, F. (1980). Effects of waterhardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna*. U.S. EPA, Corvallis, OR:17p.
- Christensen T.H., Lehmann N., Jackson T., Holm P.E. (1996). Cadmium and Nickel distribution coefficients for sandy aquifer materials. J. Contam. Hydrol., 24, 75-84.
- Christensen, T.H. (1985). Cadmium soil sorption at low concentrations. IV. Effect of waste leachates on distribution coefficients. Water, air and soil pollution, 26:265-274.
- Connor P.M. (1972). Acute toxicity of heavy metals to some marine larvae. Mar. Pollut. Bull., 3, 191-192.
- Cripe G.M. (1994). Comparative acute toxicities of several pesticides and metals to *Mysidopsis bahia* and postlarval *Penaeus duorarum*. Environ. Toxicol. Chem., 13(11), 1867-1872.
- Cunningham P.A., Grosch D.S. (1978). A comparative study of the effects of mercuric chloride and methyl mercury chloride on reproductive performance in the brine shrimp *Artemia salina*. Environ. Poll., 15, 83-89.
- Curtis M.W., Copeland T.L., Ward C.H. (1979). Acute toxicity of 12 industrial chemicals to freshwater and saltwater organisms. Water Res., 13, 137-141.
- Davies A.G., Sleep J.A. (1979). Photosynthesis in some British coastal waters may be inhibited by zinc pollution. Nature, 277, 292-293.
- Davis, A., Sellstone, C., Clough, S., Barrick, R., Yare, B. (1996). Bioaccumulation of arsenic, chromium and lead in fish: constraints imposed by sediment geochemistry. Applied geochemistry, vol.11, pp.409-423.
- Dawson M.A., Gould E., Thurberg F.P., Calabrese A. (1977). Physiological response of juvenile striped bass, *Morone saxatilis*, to low levels of cadmium and mercury. Chesapeake Sci, 18, 353-359.

- Deneer, J.W., Seinen, W. & Hermens, J.L.M. (1988). Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15(1):72-77.
- Devi V.U. (1996). Bioaccumulation and metabolic effects of cadmium on marine fouling bivalve, *Mytilopsis sallei* (Recluz). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 47-53.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A. & Parquin, P.R. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. Annual review. *Environ. Toxicol. Chem.* 10, 1541-1583.
- Dilks, D. W., Helfand J.S., Bierman V.J. (1998). Development and application of models to determine sediment quality criteria-driven permit limits for metals. *Toxic Substances in Water Environments: Assessment & Control. Proceedings 1998* (1/37 – 1/48).
- Ding, S.R. (1980). Acute toxicities of Vanadium, Nickel and Cobalt to several species of aquatic organisms. *Environ. Qual.* 1:17-21 (CHI) (ENG ABS).
- Dinnel P.A., Link J.M., Stober Q.J, Letourneau M.W., Roberts W.E. (1989). Comparative sensitivity of sea urchin sperm bioassays to metals and pesticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18, 748-755.
- DiPinto L.M., Coull B.C., Chandler G.T. (1993). Lethal and sublethal effects of the sediment-associated PCB Arochlor 1254 on a meiobenthic copepod. *Environ. Toxicol. & Chemistry*, 12, 1909-1918.
- Donkin P., Widdows J., Evans S.V., Worrall C.M., Carr M. (1989). Quantitative structure-activity relationships for the effect of hydrophobic organic chemicals on rate of feeding by mussels. (*Mytilus edulis*). *Aquat. Toxicol.*, 14, 277-294.
- Drouillard, K.G., Ciborowski, J.J.H., Lazar, R., Haffner, G.D. (1996). Estimation of the uptake of organochlorines by the mayfly *Hexagenia limbata* (Ephemeroptera: Ephemeridae). *J. Great Lakes Res.*, 22(1):26-35.
- EG&G Bionomics. (1982). Acute toxicity of selected chemicals to fathead minnow, water flea and mysid shrimps under static and flow-through test conditions. Final report to U.S.-EPA. 13 pp.
- Eisler R. (1971). Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. *J. Fish Res. Board Can.*, 28, 1225-1234.
- Engel D.W., Sunda W.G., Thuotte R.M. (1976). Effects of copper on marine fish eggs and larvae. *Environ. Health Perspective*, 17, 288-289.

Enserink, E.L., Maas-Diepeveen, J.L., Van Leeuwen, C.J. (1991). Combined effects of metals: an ecotoxicological evaluation. Wat. Rs. Vol. 25 No. 6, pp.679-687.

EPA (1991). Proposed sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: dieldrin. Rapport.

Evans C.J., Smith P.J. (1975). J. Oil Colour Chem. Assoc., 58, 160.

Falk-Petersen I.B., Lønning S. (1984). Effects of hydrocarbons on eggs and larvae of marine organisms. In: Ecotoxicological testing for the marine environment. G.Persoone, E. Jaspers and C. Claus (Eds.) State University Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium, Vol.2, 588p. 197-218.

Fargasova, A. (194). Toxicity of metals on *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 27(2):210-213.

Farke H., Günther C.P. (1984). Effects of oil and a dispersant on intertidal macrofauna in field experiments with Bremershaven Caissons and in the laboratory. In: Ecotoxicological testing for the marine environment. G.Persoone, E. Jaspers and C. Claus (Eds.) State University Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium, Vol.2, 588p. 219-235.

Fent, K. & Looser, P.W. (1995). Bioaccumulation and bioavailability of tributyltin chloride: influence of pH and humic acids. Water Research, 29(7), 1631-1637.

Fent, K. & Looser, W. (1998). Bioavailability and bioconcentration of organotin compounds in aquatic organisms. National meeting of the American chemical society, division of environmental chemistry, vol.38(1), 119-121.

Fisk, A.T., Norstrom, R.J., Cymbalisty, C.D., Muir, D.C.G. (1998). Dietary accumulation and depuration of hydrofobic organochlorines: bioaccumulation parameters and their relationship with the octanol/water partition coefficient. Environmental toxicology and chemistry, vol.17, no.5, pp.951-961.

Förstner U. (1990). Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. In: Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. Baudo, Giesy and Muntau (Ed.). Lewis Pub. Inc., Ann Arbor.

Foster G.D., Wright D.A. (1988). Unsubstituted polynuclear aromatic hydrocarbons in sediments, clams, and clam worms from Chesapeake Bay. Mar. Poll. Bull., 19(9), 459-465.

Frank P.M., Robertson P.B. (1979). The influence of salinity on toxicity to cadmium and chromium to the blue crab, *Callinectes sapidus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, 74-78.

- Freitag D., Ballhorn L., Geyer H., Korte F. (1985). Environmental hazard profile of organic chemicals. *Chemosphere*, 14(10), 1589-1616.
- Gagnon C., Fisher N.S. (1997). Bioavailability of sediment-bound methyl and inorganic mercury to a marine bivalve. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 993-998.
- Gould E. (1980). Low-salinity stress in the American lobster *Homarus americanus*, after chronic sublethal exposure to cadmium: biochemical effects. *Helgoländer Meeresunters*, 33, 36-46.
- Green A.S., Chandler G.T., Blood E.R. (1993). Aqueous-, pore-water-, and sediment-phase cadmium: toxicity relationships for a meiobenthic copepod. *Environ. Toxicol. & Chemistry*, 12, 1497-1506.
- Gregory T.K., Charette M.A. (1996). Heavy metal contamination in sediment from Crane Creek, Florida. *Florida Scientist*, 60(2), 81-88.
- Guruge K.S., Tanbabe S. (1997). Congener specific accumulation and toxic assessment of polychlorinated biphenyls in common cormorants, *Phalacrocorax carbo*, from lake Biwa, Japan. *Environ. Poll.*, 96(3), 425-433.
- Gustaffson, Ö., Haghseta, F., Chan, C., Macfarlane, J., Gschwend, P.M. (1997). Quantification of the dilute sedimentary soot phase: implications for PAH speciation and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 203-209.
- Hall L.W., Anderson R.D., Kilian J.V. (1997). Acute and chronic toxicity of copper to the estuarine copepod *Eurytemora affinis*: influence of organic complexation and speciation. *Chemosphere*, 35(7), 1567-1597.
- Hall W.S., Dickson K.L., Saleh F.Y., Rodgers J.H., Wilcox J.D., Entazami A. (1986). Effects of suspended solids on the acute toxicity of zinc to *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Water Resour. Bull.*, 22(6), 913-920.
- Harris G.E., Kiparissis Y., Metcalfe C.D. (1994). Assessment of the toxic potential of PCB congener 81 (3,4,4',5-Tetrachlorobisphenyl) to fish in relation to other non-ortho-substituted PCB congeners. *Environ. Toxicol. Chem.*, 13(9), 1405-1413.
- Hassan S.M., Garrison A.W., Allen H.E., Di Toro D.M., Ankley G.T. (1996). Estimation of partition coefficients for five trace metals in sandy sediments and application to sediment quality criteria. *Environ. Tox. Chem.*, 15(12), 2198-2208.
- Hawker D.W., Connell D.W. (1986). Bioconcentration of lipophilic compounds by some aquatic organisms. *Ecotox. Environ. Saf.*, 11, 184-197.

- Heitmuller P.T., Hollister T.A., Parrish P.R. (1981). Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows. (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 27, 596-604.
- Hellou J., Mackay D., Fowler B. (1995). Bioconcentration of polycyclic aromatic compounds from sediments to muscle of finfish. Environ. Sci. Technol., 29, 2555-2560.
- Henderson R.S. (1987). Effects of organotin antifouling paint leachates on Pearl Harbor organisms: A site specific flowthrough bioassay. In: Proc. Organotin Symposium of the Oceans '86 Conference, Washington DC., September 23-25, Vol. 4, IEEE, N.Y., pp. 1226-1233.
- Herkovits J., Helguero L.A. (1998). Copper toxicity and copper-zinc interactions in amphibian embryos. The Science of the Total Environment, 221, 1-10.
- Hernandez-Pascual M.D., Tort L. (1989). Metabolic effects after short-term sublethal cadmium exposure to dogfish (*Scyliorhinus canicula*). Comp. Biochem. Physiol., 94, 261.
- Heslinga G.A. (1976). Effects of copper on the coral-reef echinoid *Echinometra mathaei*. Mar. Biol., 35, 155-160.
- Hickey C.W., Roper D.S., Holland P.T., Trower T.M. (1995). Accumulation of organic contaminants in two sediment-dwelling shellfish with contrasting feeding modes: deposit- (*Macoma liliana*) and filter-feeding (*Austrovenus stutchburyi*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 29, 221-231.
- His E., Robert R. (1983). Rev. Trav. Inst. Peches Maritim., 4, 63.
- Hope B., Scatolini S., Titus E. (1998). Bioconcentration of chlorinated bisphenyls in biota from the North Pacific Ocean. Chemosphere, 36(6), 1247-1261.
- Hörnström E. (1990). Toxicity test with algae-A discussion on the Batch method. Ecotox. Environ. Saf., 20, 343-353.
- Hudak J.P., Fuhrman J.A. (1988). Effects of four organic pollutants on the growth of natural marine bacterioplankton populations. Mar. Ecol. Prog. Ser., 47, 185-194.
- Hutchinson T., Fedorenko A., Fitchko J., Kuja A., Vanloon J., Lichwa J. (1975). Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic ecosystem. In: Nriagu Ed. Environmental biogeochemistry, Ann Arbor, Mich. Publ., 2, 565-585.
- Isnard P., Lambert S. (1988). Estimating bioconcentration factors from octanol-water partition coefficient and aqueous solubility. Chemosphere, 17(1), 21-34.

- Jensen A., Rystad B., Melsom B. (1976). Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. 2. Copper tolerance of three species in dialysis and batch cultures. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 22, 249-256.
- Jindal, R. & Verma, A. (1990). Heavy metal toxicity to *Daphnia pulex*. Indian J. Environ. Health 32(3): 289-292.
- Johnson M.W., Gentile J.H. (1979). Acute toxicity of cadmium, copper and mercury to larval American lobster *Homarus americanus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 22, 258-264.
- Kaag, N.H.B.M., Foekema, E.M., Scholten, M.C.T. (1998). Ecotoxicity of contaminated sediments, a matter of bioavailability. Wat. Sci. Tech., vol.37, no.6-7, pp.225-231.
- Kaag, N.H.B.M., Foekema, E.M., Scholten, M.C.T., van Straalen, N.M. (1997). Comparison of contaminant accumulation in three species of marine invertebrates with different feeding habits. Environmental toxicology and chemistry, vol.16, no.5, pp.837-842.
- Karbe L. (1972). Marine Hydroiden als Testorganismen zur Prüfung der Toxizität von Abwasserstoffen. Die Wirkung von Schwermetallen auf Kolonien von *Eirene viridula*. Mar. Biol., 12, 316-328.
- Kenaga E.E. (1982). Predictability of chronic toxicity from acute toxicity of chemicals in fish and aquatic invertebrates. Environ. Toxicol. Chem., 1, 347-358.
- Khangerot, B.S., Ray, P.K. & Chandra, H. (1987). *Daphnia magna* as a model to assess heavy metal toxicity: comparative assessment with mouse system. Acta Hydrochem. Hydrobiol. 15(4):427 - 432.
- Kobayashi N. (1977). Preliminary experiments with sea urchin pluteus and metamorphosis in marine pollution bioassays. Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 24, 9-21.
- Koelmans A.A. & Radovanovic H. (1998). Prediction of trace metal distribution coefficients (K_D) for aerobic sediments. Wat. Sci. Technol., 37(6-7), 71-78.
- Krishnaja A.P., Rege M.S., Joshi A.G. (1987). Toxic effects of certain heavy metals (Hg, Cd, Pb, As and Se) on the intertidal crab *Scylla serrata*. Mar. Environ. Res., 21, 109-119.
- Kuhn, R., Pattard, M., Pernak, K. & Winter, A. (1989). Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. Water Res. 23(4):501 - 510.
- Kukkonen, J., Landrum, P.F. (1996). Distribution of organic carbon and organic xenobiotics among different particle-size fractions in sediments. Chemosphere, vol.32, No.6, pp.1063-1076.

- Kusk K.O. (1981). Comparison of the effect of aromatic hydrocarbons on a laboratory algae and natural phytoplankton. *Bot. Mar.*, 24, 611-613.
- Laane R.W., Marquenie J., Ritsema R., van den Ende K.C., Donard O.F., Quevauviller P. (1990). Impact of tributyltin in Dutch coastal waters. An environmental problem. Ministerie van verkeer en waterstaat. Rijkswaterstaat, dienst getijdewateren.
- Labare M.L., Coon S.L., Matthias C., Weiner R.M. (1997). Magnification of tributyl tin toxicity to oyster larvae by bioconcentration in biofilms of *Shewanella colwelliana*. *Applied and Environmental microbiology*, 63(10), 4107-4110.
- Lake, J.L., McKinney, R., Osterman, F.A. & Lake, C.A. (1996). C-18-coated silica particles as a surrogate for benthic uptake of hydrophobic compounds from bedded sediment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(12):2284-2289.
- Landrum P.F., Eadie B.J., Faust W.R. (1991). Toxicokinetics and toxicity of a mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia sp.* *Environ. Toxicol. Chem.*, 10, 35-46.
- Lang W.H., Forward R.B., Miller D.C., Marcy M. (1980). Acute toxicity and sublethal behavioural effects of copper on barnacle nauplii (*Balanus improvisus*). *Mar. Biol.*, 58, 139-145.
- Langston W.J., Burt G.R. (1991). Bioavailability and effects of sediment-bound TBT in deposit-feeding clams, *Scrobicularia plana*. *Mar. Environ. Res.*, 32(1-4), 61-77.
- Larsson, P. & Södergren A. (1987). Transport of polychlorinated biphenyls (PCB's) in freshwater ecosystems from sediment to water and air. *Water, Air, and Soil Pollution*, 36: 33-46.
- Laughin R.B., French W., Guard H.E. (1986). Accumulation of bis(tributyltin)oxide by the marine mussel *Mytilus edulis*. *Environ. Science & Technology*, 20, 884-890.
- Lauwaert, B. (1999). Overview of SQC's of the North Sea riverine states. Pers. communicatie.
- Lawler I.F., Aldrich J.C. (1987). *Mar. Pollut. Bull.*, 18, 274.
- Leatherland T.M., Burton J.D. (1974). The occurrence of trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent Region. *J. Mar. Biol. Ass.*, 54, 457-468.
- Leborans G.F., Herrero Y.O., Novillo A. (1998). Toxicity and bioaccumulation of lead in Marine Protozoa Communities. *Ecotox. Environ. Saf.*, 39, 172-178.

- Leonard E.N., Ankley G.T., Hoke R.A. (1996). Evaluation of metals in marine and freshwater surficial sediments from the environmental monitoring and assessment program relative to proposed sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(10), 2221-2232.
- Leppard, G.G., Flannigan, D.T., Mavrocordatos, D., Marvin, C.H., Bryant, D.W., McCarry, B.E. (1998). Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by size classes of particulate in Hamilton Harbor water. *Environ. Sci. Technol.*, 32:3633-3639.
- Lew C.S., Mills W.B., Wilkinson K.J., Gherini S.A. (1996). RIVRISK : A model to assess potential human health and ecological risks from chemical and thermal releases into rivers. *Water, Air and Soil Pollution*, 90, 123-132.
- Lewis A.G., Whitfield P.H., Ramnarine A. (1972). Some particulate and soluble agents affecting the relationship between metal toxicity and organism survival in the calanoid copepod *Euchaeta japonica*. *Mar. Biol.*, 17, 215-221.
- Liber, K. & Solomon, K.R. (1994). Acute and chronic toxicity of 2,3,4,6-tetrachlorophenol and pentachlorophenol to *Daphnia* and rotifers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26(2):212-221.
- Liber, K., Kaushik, N.K., Solomon, K.R. & Carey, J.H. (1992). Experimental designs for aquatic mesocosm studies: a comparison of the 'ANOVA' and 'regression' design for assessing the impact of tetrachlorophenol,...*Environ. Toxicol. Chem.* 11(1):61-77.
- Lima A.R., Curtis C., Hammermeister D.E., Markee T.E., Northcott C., Brooke L.T. (1984). Acute and chronic toxicities of arsenic (III) to fathead minnows, flagfish, daphniids and an amphipod. *Arch. Contam. Toxicol.*, 13, 595-601.
- Lind, D., Alto, K., Chatterton, S. (1978). Regional Copper-Nickel Study. Draft Report, Minnesota Environmental Quality Board St. Paul, MN: 54p.
- Logan D.T., Wilson H.T. (1995). An ecological risk assessment method for species exposed to contaminant mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(2), 351-359.
- Looser P.W., Bertschi S, Fent K. (1998). Bioconcentration and bioavailability of organotin compounds: Influence of pH and humic substances. *Applied Organometallic Chemistry*, 12, 601-611.
- Lores E.M., Pennock J.R. (1998). The effect of salinity on binding of Cd, Cr, Cu, and Zn to dissolved organic matter. *Chemosphere*, 37 (5), 861-874.
- Lussier S.M., Gentile J.H., Walker J. (1985). Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea). *Aquatic Toxicol.*, 7(1,2), 25-35.

- Madison K.N. (1992). Effects of arsenic on survival and metabolism of *Crangon crangon*. Mar. Biol., 113, 37.
- Maguire R.J. (1987). Environmental aspects of tributyltin. Review. Applied Organometallic Chem., 1, 475-498.
- Mahony, J.D., Di Toro D.M., Gonzalez A.M., Curto M., Dilg M., De Rosa L.D., Sparrow L.A. (1996). Partitioning of metals to sediment organic carbon. Environ. Toxicol. Chem., 15 (12), 2187-2197.
- Maki, A.W. & Johnson, H.E. (1975). Effects of PCB (Arochlor 1254) and p,p'DDT on production and survival of *Daphnia magna* Strauss. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13(4):412-416.
- Mance G. (1990). Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Pollution monitoring series. Elsevier Applied Science.
- Mandelli E.F. (1975). Effects of desalination brines on *Crassostrea virginica*. Water Res., 9, 287-295.
- Martin M., Osborn K.E., Billig P., Glickstein N. (1981). Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. Mar. Poll. Bull., 12(9), 305-308.
- Maruya, K.A., Risebrough, R.W., Horne, A.J. (1997). The bioaccumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons y benthic invertebrates in an intertidal marsh. Environmental toxicology and chemistry, vol.16, no.6, pp1087-1097.
- McClurg T.P. (1984). Effects of fluoride, cadmium and mercury on the estuarine prawn *Penaeus indicus*. Water SA, 10(1), 40-45.
- McGroddy S.E., Farrington J.W., Gschwend P.M. (1996). Comparison of the in situ and desorption sediment-water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated bisphenyls. Environ. Sci. Technol., 30,172-177.
- McNulty H.R., Anderson B.S., Hunt J.W., Turpen S.L., Singer M.M. (1994). Age-specific toxicity of copper to larval topsmelt *Atherinops affinis*. Environ. Toxicol. Chem., 13(3), 487-492.
- Meador J.P., Adams N.G., Casillas E., Bolton J.L., (1997a). Comparative bioaccumulation of chlorinated hydrocarbons from sediment by two infaunal invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 33, 388-400.

- Meador, J.P., Casillas, E., Sloan, C.A., Varanasi, U. (1995). Comparative bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by two infaunal invertebrates. *Marine ecology progress series*, vol.123:107-124.
- Meador, J.P., Krone, C.A., Dyer, D.W. & Varanasi, U. (1997b). Toxicity of sediment associated Tributyltin to infaunal invertebrates: species comparison and the role of organic carbon. *Marine environmental research*, vol.43, no.3, pp219-241.
- Mergaert, K. & Vanhaecke, P. (1994). Toetsing van baggerspecie aan de definitie van toxische en gevaarlijke afvalstoffen. Rapport iov Silt nv, 18p.
- Mergaert, K. & Vanhaecke, P. (1995). Toetsing voor de classificatie van baggerspecie van de Schelde in relatie tot de wetgeving op de gevaarlijke afvalstoffen. Rapport iov Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Zeeschelde: 101p.
- Mergaert, K. & Vanhaecke, P. (1996). Studie voor het vastleggen van sedimentkwaliteitscriteria voor het lossen van baggerspecie in zee. Rapport iov Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Waterwegen en Zeewezen, afdeling Waterwegen Kust: 125p.
- Mirkes D.Z., Vernberg W.B., Decoursey P.J. (1978). Effects of cadmium and mercury on the behavioural responses and development of *Eurypanopeus depressus* larvae. *Mar. Biol.*, 47, 143-147.
- Montgomery & Welkom, 1990. Groundwater chemicals desk reference. Lewis Publishers, ISBN 0-87371-286-2, 640p.
- Moore M.N., Stebbing A.R.D. (1976). The quantitative cytochemical effects of three metal ions on a lysosomal hydrolase of a hydroid. *J. Mar. Biol. Ass.*, 56, 995-1005.
- Morris O.P., Russell G. (1973). Effect of chelation on the toxicity of copper. *Mar. Pollut. Bull. N.S.*, 4, 159-160.
- Müller D. (1979). Subletale und letale Schädigungen von Vertretern der Lebensgemeinschaft der Aussenelewatzen durch die Schwermetalle Kupfer, Cadmium und Blei. *Arch. Hydrobiol.*, 43, 289-346.
- Nebeker A.V., Schuytema G.S., Ott S.L. (1995). Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Ach. of Environ. contam. and Toxicol.*, 29, 492-499.
- Nebeker, A.V. & Puglisi, F.A.(1974). Effect of polychlorinated Bifenyls (PCBs) on survival and reproduction of *Daphnia*, *Gammarus* and *Tanytarsus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103(4):722-728.

- Nelson D.A., Calabrese A., Nelson B., Macinnes J.R., Wenzloff D.R. (1976). Biological effects of heavy metals on juvenile bay scallops, *Argopecten irradians*, in short-term experiments. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 16, 275-282.
- Newsted J.L., Giesy J.P. (1987). Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss (Cladocera, Crustacea). Environ. Toxicol. Chem., 6, 445.
- Nielsen E.S., Andersen S.W. (1970). Copper ions as a poison in sea and freshwater. Mar. Biol., 6, 93-97.
- Nimmo D.R., Rigby R.A., Bahner L.M., Sheppard J.M. (1978). The acute and chronic effects of cadmium on the estuarine mysid, *Mysidopsis bahia*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 19, 80-85.
- Norberg-King, T.J. (1989). An evaluation of the fathead minnow seven-day subchronic test for estimating chronic toxicity. Environ. Toxicol. Chem. 8(11):1075-1089.
- O'Reilly-Wiese S.B., MacCleod C.L., Lester J.N. (1997). Partitioning of metals between dissolved and particulate phases in the salt marshes of Essex and North Norfolk (UK). Environ. Technol., 18, 399-408.
- Ojaveer E., Annist J., Jankowski H., Palm T., Raid T. (1980). On effect of copper, cadmium and zinc on the embryonic development of Baltic spring spawning herring. Finn. Mar. Res., 247, 135-140.
- Okazaki R.K. (1976). Copper toxicity in the pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 16, 658-664.
- Olin S. S. (1998). Between a Rock and a hard place : methods for setting dietary allowances and exposure limits for essential minerals. J. Nutr.(2S, 1997 ASNS Symposium Proceedings 128(25)), 364S-367S.
- OVAM (1996). Vlaams reglement betreffende de bodemsanering - VLAREBO. Publicatienummer : D/1996/5024/5, 63 p.
- Paffenhöfer G.A., Knowles S.C. (1978). Laboratory experiments on feeding, growth and fecundity of and effects of cadmium on *Pseudodiaptomus coronatus*. Bull. Mar. Sci., 28, 574-580.
- Page D.S., Widdows J. (1991). Temporal and spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissue: A toxicological interpretation of field data. Mar. Environ. Res., 32, 113-129.

- Parker J.G. (1984). The effects of selected chemicals and water quality on the marine polychaete *Ophryotrocha diadema*. Water Res., 18(7), 865-868.
- Paterson, M.J., Muir, D.C.G., Rosenberg, B., Fee, E.J., Anema, C. & Franzin, W. (1998). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 544-553.
- Payne J.F., Fancey L.L. (1989). Effect of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Immune Responses in Fish: change in melanomacrophage centers in flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) exposed to hydrocarbon-contaminated sediments. Marine Environment Research, 28, 431-435.
- Payne J.F., Kiceniuk J., Fancey LL, Williams U., Fletcher G.L., Rahimtula A., Fowler B. (1988). What is a safe level of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish: subchronic toxicity study on Winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45, 1983-1993.
- Persoone G., Uyttersprot G. (1975). The influence of inorganic and organic pollutants on the rate of reproduction of a marine hypotrichous ciliate: *Euplotes vannus* Muller. Revue int. Océanogr. Méd., 37-38, 125-151.
- Pesch C., Hansen D.J., Boothman W.S., Berry W.J., Mahony J.D. (1995). The role of acid-volatile sulfide and interstitial water metal concentrations in determining bioavailability of cadmium and nickel from contaminated sediments to the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata*. Environ. Tox. Chem., 14(1), 129-141.
- Petrich S.M., Reish D.J. (1979). Effects of aluminium and nickel on survival and reproduction in polychaete annelids. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23, 698.
- Petruzzelli G., Canarutto S., Lubrano L. (1989). Effect of compost on distribution coefficients for Zn and Cd in soil. Agrochimica, 23(4-5), 374-379.
- Phipps G.L., Mattson V.R., Ankley G.T. (1995). Relative sensitivity of three freshwater benthic macroinvertebrates to ten contaminants. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 28, 281-286.
- Pilli A., Carle D.O., Kline E., Pickering Q.H., Lazorchak J. (1988). Effect of pollution on freshwater organisms. J.W.P.C.F., 60(6), 994-1065.
- Porter E.L., Kent R.A., Andersen D.E., Keenleyside K.A., Milne D., Cureton P., Smith S.L., Drouillard K.G., MacDonald, D.D. (1995). Development of proposed Canadian Environmental Quality Guidelines for cadmium. J. Geochem. Exploration, 52, 205-219.
- Radovanovic H. & Koelmans A.A. (1998). Prediction of In situ Trace Metal Distribution Coefficients for suspended solids in natural waters. Environ. Sci. Technol., 32, 753-759.

- Ragas A.M.J., Huijbregts M.A.J. (1998). Evaluating the coherence between environmental quality objectives and the acceptable or tolerable daily intake. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 27, 251-264.
- Ram N., Verloo M. (1985). Effect of various organic materials on the mobility of heavy metals in soil. *Environm. Pollut.*, B10, 241-248.
- Ramos, E.U., Meijer, S.N., Vaes, W.H.J., Verhaar, H.J.M., Hermens, J.L.M. (1998). Using solid-phase microextraction to determine partition coefficients to humic acids and bioavailable concentrations of hydrophobic chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 32:3430-3435.
- Rand G.M. (1984). The use of behavioral measurements to assess toxicant-induced stress in marine organisms. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*. G.Persoone, E. Jaspers and C. Claus (Eds.) State University Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium, Vol.2, 588p. 431-457.
- Reddy M.R. & Dunn S.J. (1985). Distribution coefficients for nickel and zinc in soils. *Environ. Poll. (series B)*, 11:303-313.
- Reinhart K., Myers T.D. (1975). Eye and tentacle abnormalities in embryos of the atlantic oyster drill, *Urosalpinx cinerea*. *Chesapeake Sci.*, 16, 286-288.
- Reish D.J. (1978). The effects of heavy metals on polychaetous annelids. *Revue int. Océanogr. Méd.*, 49, 99-104.
- Rice D.W., Harrison F.L. (1978). Copper sensitivity of Pacific herring, *Clupea harengus pallasi*, during its early life history. *Fishery Bull. Nat. Oceanic Atmos.*, 76, 347-356.
- Rice S.D., Moles A., Taylor T.L., Karinen J.F. (1979). Sensitivity to 39 Alaskan Marine Species to Cook Inlet Crude Oil and N°2 Fuel Oil. In: *Oil Spill Conference*, 549-554. Washington D.C., API Publications.
- Rieuwerts J.S., Thorton I., Farago M.E., Ashmore M.R. (1998). Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chem. Spec. & Bioavailability*, 10(2), 61-75.
- Rijsgard H.U., Kiorboe T., Mohlenberg F., Drabæk I., Pheiffer Madsen P. 1985. Accumulation, elimination and chemical speciation of mercury in the bivalve *Mytilus edulis* and *Macoma balthica*. *Mar. Biol.*, 86, 55-62.
- RIVM (1990). Streven naar waarden: achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem". Rapport nr. 670101 001, bijlage.

- Roberts M.H., Hargis W.J., Strobel C.J., De Lisle P.F. (1989). Acute toxicity of PAH contaminated sediments to the estuarine fish, *Leiostomus xanthurus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 42, 142-149.
- Roesijadi G. (1980). Influence of copper on the clam *Protothaca staminea*: effects on gills and occurrence of copper-binding proteins. Biol. Bul. Mar. Biol.Lab., 158, 233-247.
- Ronald K., Tessaro S.V., Uthe J.F., Freeman H.C., Frank R. (1977). Methylmercury poisoning in the harp seal *Pagophilus groenlandicus*. Sci. Total Environ., 8, 1-11.
- Rossi S.S., Anderson J.W., Ward G.S. (1976). Toxicity to water-soluble fractions of four oils for the polychaetous annelids, *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. Environ. Poll., 10, 9-10.
- Saward .D, Stirling A., Topping G. (1975). Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. Mar. Biol., 29, 351-361.
- Scheuhammer A.M., Atchison C.M., Wong A.H.K., Evers D.C. (1998). Mercury exposure in breeding common loons (*Gavia immer*) in central Ontario, Canada. Environ. Tox. Chem., 17(2), 191-196.
- Schubauer-Berigan, M.K., Dierkes, J.R., Monson, P.D. & Ankley, G.T. (1993). PH-dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyaella azteca* and *Lumbriculus variegatus*. Environ. Toxicol. Chem. 12:1261-1266.
- Shawky, S., Emons, H. (1998). Distribution pattern of organotincompounds at different trophic levels of aquatic ecosystems. Chemosphere, Vol.36, No.3, pp.523-535.
- Short J.W., Thrower F.P. (1986). Tri-n-butyltin caused mortality of Chinook Salmon, *Onchorynchus tshawytscha*, on transfer to a TBT-treated marine net pen. In: Proc. Organotin Symposium of the Oceans '86 Conference, Washington DC., September 23-25, Vol. 4, IEEE, N.Y., pp. 1202-1205.
- Shuster C.N., Pringle B.H. (1969). Trace metal accumulation by the American Oyster, *Crassostrea virginica*. Proc. Natn. Shellfish. Ass., 59, 91-103.
- Sibley, P.K., Dixon, D.G., Barton, D.R. (1997). Environmental assessment of benthic impacts associated with pulp mill discharges. II. Distribution of sediment EOX in relation to environmental factors. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34, 158-166.
- Slooff, W., Janus, J.A., Matthijsen, A.J.C.M., Montizaan, G.K. & Ros, J.P.M. (1989). Report no. 758474011: Integrated criteria document PAH's. National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, The Netherlands.

- Snell T.W., Carmona M.J. (1995). Comparative toxicant sensitivity of sexual and asexual reproduction in the rotifer *Brachionus calyciflorus*. Environ. Toxicol. Chem., 14(3), 415-420.
- Spehar R.L., Fiandt, J.T., Anderson, R.L., Defoe, D.L. (1980). Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 9:53-63.
- Stahl R.G. (1979). Effect of a PCB (Arochlor 1254) on the striped hermit crab, *Clibanarius vittatus* (Anomura: Diogenidea) in static bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23, 91-94.
- Stauber J.L. (1995). Toxicity testing using marine and freshwater unicellular algae. Australasian Journal of Ecotoxicology. 1, 15-24.
- Stebbing A.R.D. (1976). The effects of low metal levels on a clonal hydroid. J. Mar. Biol. Ass., 56, 977-994.
- Steele C.W. (1983a). Comparison of the behavioural and acute toxicity of copper to Sheepshead, Atlantic Croaker and Pinfish. Mar. Pollut. Bull., 14(11), 425-428.
- Steele G.W. (1983b). Acute toxicity of copper to Sea Catfish. Mar. Pollut. Bull., 14(5), 168-170.
- Stephan C.E., Mount D.I., Hansen D.J., Gentile J.H., Chapman G.A., Brungs W.A. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB85-227049. National Technical Information Service, Springfield, USA. VA 98 pp.
- Stephan, C.E., Spehar, D.L., Roush, T.H., Phipps, G.L. & Pickering, Q.H. (1986). Effects of pollution on freshwater organisms. Journal WPCF, vol.58, No.6, p.660.
- Stephenson R.R., Taylor D. (1975). The influence of EDTA on the mortality and burrowing activity of the clam (*Venerupis decussata*) exposed to sub-lethal concentrations of copper. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 14, 304-318.
- Stichting Leefmilieu (1999). Nieuwsbrief 'milieupraktijk' n°5, 11/1999. Standaard Uitgeverij & Vlaamse Milieu Deskundigen.
- Stortelder P.M.B, van der Gaag, M.A. & van der Kooij, L.A. (1989). "Kansen voor waterorganismen": een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en bodem. DBW/RIZA nota nr. 89.016a: 176p.
- Strandberg, B., Bandh, C., van Bavel, B., Bergqvist, P-A., Broman, D., Näf, C., Pettersen, H., Rappe, C. (1998). Concentrations, biomagnification and spatial variation of organochlorine

compounds in a pelagic food web in the northern part of the Baltic Sea. The science of the total environment, 217:143-154.

Strömberg T. (1980). The effect of lead, cadmium and mercury on the increase in length of 5 intertidal fucles. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 43, 107-109.

Suedel B.C., Dillon T.M., Benson W.H. (1997). Subchronic effects of five di-ortho PCB congeners on survival, growth and reproduction in the fathead minnow, *Pimephales promelas*. Environ. Toxicol. Chem., 16(7), 1526-1532.

Sun K., Krause G.F., Mayer F.L., Ellersieck M.R., Basu A.P. (1995). Predicting chronic lethality of chemicals to fishes from acute toxicity test data: Theory of accelerated life testing. Environ. Toxicol. Chem., 14(10), 1745-1752.

Swartz R.C., Ditsworth G.R., Schults D.W., Lamberson J.O. 1985. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: Cadmium and its interaction with sewage sludge. Mar. Environ. Res., 18, 133-153.

Thain J.E. (1986). Toxicity of TBT to bivalves: Effects on reproduction, growth and survival. In: Proc. Organotin Symposium of the Oceans '86 Conference, Washington DC., September 23-25, Vol. 4, IEEE, N.Y., pp. 1306-1313.

Thaker A.A., Haritos A.A. (1989). Cadmium bioaccumulation and effects of solubles peptides, proteins and enzymes in the hepatopancreas of the shrimp *Callinassa tyrrhena*. Comp. Biochem. Physiol., 94.

Thomann R.V., Mahony J.D., Müller R. (1995). Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. Environ. Toxicol. Chem., 14(11), 1989-1998.

Tooby T.E., Hursey P.A. (1975). The acute toxicity of 102 pesticides and miscellaneous substances in fish. Chemistry and Industry, 21 june 1975.

Toussaint M.W., Shedd T.R., van der Schalie W.H., Leather G.R. (1995). A comparison of standard acute toxicity tests with rapid-screening toxicity tests. Environ. Toxicol. Chem., 14(5), 907-915.

Tracey, G.A., Hansen, D.J. (1996). Use of biota-sediment accumulation factors to assess similarity of nonionic organic chemical exposure to benthically-coupled organisms of differing trophic mode. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30, 467-475.

U'ren S.C. (1983). Acute toxicity of bis(tributyltin)oxide to a marine copepod. Mar. Poll. Bull., 14, 303-306.

- Valkirs A.O., Davidson B.M., Seligman P.F. (1987). Sublethal growth effects and mortality to marine bivalves from long-term exposure to tributyltin. *Chemosphere*, 16, 201-220.
- Van Hattum, B., Curto Pons, M.J., Cid Montanés, J.F. (1998). Polycyclic aromatic hydrocarbons in freshwater isopods and field-partitioning between abiotic phases. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35, 257-267.
- Vanhaecke, P., Mergaert, K. (1994). Toetsing van baggerspecie aan de definitie van toxische en gevaarlijke afvalstoffen. Rapport Ecolas iov Silt NV.
- Vaz, R. (1995). Average Swedish dietary intakes of organochlorine contaminants via foods of animal origin and their relation to levels in human milk, 1975-1990.
- Vermeer K., Peakall D.B. (1977). Toxic chemicals in Canadian fish-eating birds. *Mar. Pollut. Bull.*, 8, 205-210.
- Verschueren, J. (1990). Bodemsanering van bedrijfsterreinen : praktijkboek voor bedrijf en beroep. Ed. Dombosch, Raamdonksveer. ISBN 90-9003485-4, 141p.
- Wachs, B. (1998). Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fliessgewässern mittels Pflanzen- und Zoobenthon-Arten. *Münchner Beitr. zur Abwasser, Fisherei- und Flussbiologie*, 51, 534-585.
- Waldock M.J., Thain J.E. (1983). Shell thickening in *Crassostrea gigas*: organotin antifouling or sediment induced? *Mar. Pollut. Bull.*, 14, 411-415.
- Walker J.D. (1989). Effect of chemicals on microorganisms. *J.W.P.C.F.*, 61(6), 1077-1096.
- Walsh G.E., McLaughlan LL, Lores E.M., Louie M.K., Deans C.H.. (1985). *Chemosphere*, 14, 383.
- Ward G.S., Parrish P.R., Rigby R.A. (1981). Early life stage toxicity tests with a saltwater fish: effect of eight chemicals on survival, growth and development of sheephead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *J. Toxicol. Environ. Health*, 8, 225-240.
- Watling H.R., Watling R.J. (1982). Comparative effects of metals on the filtering rate of the brown mussel (*Perna perna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29, 651-657.
- Weis J.S., Weis P. (1995). Effects of embryonic exposure to methylmercury on larval prey-capture ability in the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(1), 153-156.
- Weis P., Weis J.S. (1977). Methyl mercury teratogenesis in the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Teratology*, 16, 317-326.

Whiticar S., Bobra M., Fingas M., Jokuty P., Liuzzo P., Callaghan S., Ackerman F., Cao J. (1993). A catalogue of crude oil and oil product properties. (1992 edition).

WHO (1992). Environmental Health Criteria 135. Cadmium-Environmental Aspects. IPCS (International Programme on Chemical Safety). 156 p.

Winters K., Van Baalen C., Nicol J.A.C. (1977). Water soluble extractives from petroleum oils: chemical characterisation and effects on microalgae and marine animals. Rapp. R.-v. Réun. Cons.int. Explor. Mer, 171, 166-174.

Word J.Q., Hardy J.T., Crecelius E.A., Kiesser S.L. (1987). A laboratory study of the accumulation and toxicity of contaminants at the sea surface from sediments proposed for dredging. Mar. Environ. Res., 23, 325-338.

Yamada H., Tateishi M., Takayanagi K. (1994). Bioaccumulation of organotin compounds in the red sea bream (*Pagrus major*) by two uptake pathways: dietary uptake and direct uptake from water. Environ. Toxicol. & Chemistry, 13(9), 1415-1422.

Yang Z., Kong L. (1997). Bioavailability of copper and cadmium in sediment of nanjing section of changjiang river to aquatic organisms. Toxicol. Environ. Chem., 59, 43-51.

Young J.S., Gurtisen J.M., Apts G.W., Crecelius E.A. (1979). The relationship between the copper complexing capacity of sea water and copper toxicity in shrimp zoea. Mar. Environ. Res., 2, 265-273

Zimmermann G., Dietrich D.R., Schmid P., Schlatter C. (1997). Congener-specific bioaccumulation of PCBs in different water bird species. Chemosphere, 34, 1379-1388.

Zou, E. & Fingerman, M. (1997). Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 38(3):281-285.

Zuolian C., Jensen A. (1989). Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel, *Mytilus edulis*, under natural conditions. Mar. Poll. Bull., 20, 281-286.

**Bijlage 1: Ecotoxicologische gegevens van de beschouwde componenten in
zoet-, zout- en brakwatermilieu**

Ecotoxiciteitsgegevens voor lood voor zoet-, zout- en brakwatermilieu

organisme	levenssta- dium	Pb-vorm	parameter	concentratie	referentie
Plancton Euplotes vannus	-	PbCl ₂	NOEC-48 h EC ₁₅ -48 h reprod. EC ₁₅ -48 h reprod. LC ₁₀₀ -48 h	0,1 mg/l 1 mg/l 10 mg/l 100 mg/l	Persoone & Uyttersprot, 1975 in WHO, 1989 // //
Platymonas subcordiformis		PbCl ₂	EC reproduction	2,5 mg/l	Hessler, 1974 in WHO, 1989
Polychaeten Capitella capitata	adult	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	1,2 mg/l 11.400 µg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990 Reish, 1978
		Loodnitraat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - poriewater 10 d	6.800 µg/l 2.790 µg/l	Casas & Crecelius, 1994 //
Ctenodrilus serratus	adult	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	>20 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
	adult		LC ₅₀ - 96 h	14.000 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	juveniel	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	11 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
	adult		LC ₅₀ - 96 h	14.000 µg/l	Reish, 1978
	adult	Pb ²⁺	LC ₅₀ - 4 d	100 mg/l	Parker, 1984
Neanthes arenacoedentata	adult	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	7,5 mg/l 7.700 µg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990 Reish, 1978
Nereis diversicolor	adult		LC ₅₀ -8 d EC-O ₂ verbruik	> 5.000 µg/l 100 µg/l	Bryan, 1984 Müller, 1979
Mollusken Crassostrea gigas	larve	Pb(NO ₃) ₂	EC ₅₀ ontw.	0,758 mg/l	Martin et al., 1981

Crassostrea virginica		loodnitraat	LC ₅₀ -48 h	2,45 mg/l	Calabrese et al., 1973
Mya arenaria		loodnitraat	LC ₅₀ -96 h	27 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
Mytilus edulis	adult	tetramethyllood trimethylloodchloride triethylloodchloride Pb(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -96 h EC ₅₀ -ontw.	0,27 mg/l 0,5 mg/l 1,1 mg/l 0,476 mg/l	Maddock & Tailor, 1977 in Mance, 1990 // // //
Bullia digitalis	larve adult		NOEC-96h EC-96h EC	0,5 mg/l 1 mg/l	Brown, 1982 in Mance, 1990
Mercenaria mercenaria	embryo		LC ₅₀ -2d	780 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974
Crustacea: Cancer magister	zoea	loodnitraat	LC ₅₀ - 96 h	0,575 mg/l	Martin et al., 1981
Crangon crangon		tetraethyllood triethyl PbCl trimethyl PbCl tetramethyllood	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,02 mg/l 5,8 mg/l 8,8 mg/l 0,11 mg/l	Maddock & Taylor, 1977 in Mance, 1990 // // //
Austropotamobius pallipes pal.	adult	PbCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	2,6 mg/l	Boutet-Chaisemartin, 1973 in WHO, 1989
Orconectes limosus	adult	PbCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	3,3 mg/l	//
Mysidopsis bahia	adult	Pb(NO ₂) ₃	LC ₅₀ -4d	3,13 mg/l	Lussier et al., 1985
Vissen					
Menidia beryllina	juveniel	trimethyllood	LC ₅₀ -4d	13,5 mg/l	Dawson et al., 1977

Chelon labrosus	adult	loodnitraat	LC ₅₀ -24/96 h	> 4,5 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Limanda limanda	adult	tetramethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,05 mg/l	Maddock & Taylor, 1977 in Mance, 1990
		tetraethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,23 mg/l	//
		trimethyl PbCl	LC ₅₀ -96 h	24,6 mg/l	//
		triethyl PbCl	LC ₅₀ -96 h	1,7 mg/l	//
Pleuronectes platessa	52 mm	diethyl PbCl ₂	LC ₅₀ -96 h	75 mg/l	//
		tetramethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,05 mg/l	//
		tetraethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,23 mg/l	//

organismen	levensstadium	Pb-vorm	parameter	Concentratie	referentie
Protozoa					
protozoa gemeenschap	-	nitraat	EC- 24 h	0.5 mg/l	Leborans et al., 1998
Algen					
Nitzschia closterium	-	-	EC50-72 h	0.5 mg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-	-	EC50-72 h	0.2 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Minutocellus polymorphus	-	-	EC50-48 h	0.6 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Zeewier					
Ascophyllum nodosum	-	-	NOEC-groei	> 100 µg/l	Strömgren, 1980
laminaria digitata	-	-	EC ₅₀ -groei	500 µg/l	Bryan, 1976 in Bryan, 1984
Polychaeten					
Capitella capitella	adult	in zeewater	LC ₅₀ -28 d	1 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990

Neanthes arenacoedentata	juvenile adult		LC ₅₀ -28 d LC ₅₀ -28 d	3,2 mg/l 2,5 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
Mollusca: Mya arenaria Mytilus edulis	adult adult	loodnitraat	LC ₅₀ -8 d NOEC-8 d	8,8 mg/l 0,2 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990 Strömgren, 1982
Mercenaria mercenaria	embryo	loodnitraat	LC ₅₀ -37 d	> 5 mg/l	Strömgren, 1982
Crustacea Rhitropanopeus harissii	eistadium		EC-ontwikkeling	50 µg/l	Benijts-Claus, 1975 in Bryan, 1984
Mysidopsis bahia	adult	loodnitraat	EC ₅₀ -overleving 44 d EC ₅₀ -aantal nakome- lingen	> 156 µg/l 25 µg/l	Lussier et al., 1985
Artemia salina Austropotamobius pallipes pal.	adult	PbCl ₂	LC ₅₀ -24 d LC ₅₀ -30 d	1 mg/l 0,9 – 1,5 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
insecten Pteronarcys dorsata	larve	nitraat	NOEC-28 d	0,565 mg/l	Spehar et al., 1978
Mollusken					
Physa integra	adult	nitraat	NOEC-28 d	0,565 mg/l	Spehar et al., 1978
Lymnea palustris	adult	nitraat	NOEC-120 d	0,054 mg/l	Borgmann et al., 1978 in Mance, 1990
Vissen					
Salmo gairdneri	embryo/juve-	nitraat	NOEC-60 d	0,071 mg/l	Davies et al., 1976 in Mance, 1990

	niel		NOEC-84 d NOEC-224 d	0,574 mg/l 0,060 mg/l	Hodson et al., 1982 in Mance, 1990
Salmo salar	larve	nitraat	NOEC-90 d	0,02 mg/l	Grande & Andersen, 1983 in Mance, 1990
Salvelinus fontinalis	jaarling	nitraat	NOEC-266 d NOEC-730 d NOEC-60 d	0,474 mg/l 0,120 mg/l 0,048 mg/l	Holcombe et al., 1976 // Sauter et al., 1976
Brachidanio rerio	ei	nitraat	NOEC-ontwikkeling	0,018 mg/l	Ozoh, 1979 in Mance, 1990
Cassostomus commersoni	ei/larve	nitraat	NOEC-60 d	0,119 mg/l	Sauter et al., 1976
Ictalurus punctatus	ei/larve	nitraat	NOEC-60 d	0,075 mg/l	
Lepomis macrochirus	ei/larve	nitraat	NOEC-60 d	0,070 mg/l	
Esox lucius	ei/larve	nitraat	NOEC-20 d	0,253 mg/l	

organisme	levensstadium	effect	concentratie	referentie
Amphipoden				
Hyaella azteca		LC ₅₀ -8 d	< 16 µg/l	Phipps et al., 1995
		LC25-4 w	8.7 µg/l	Borgmann & Norwood, 1997 in Borgmann et al., 1998
Bacteriën				

<i>Pseudomonas putida</i>	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$	NOEC-16h	900 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
Algen				
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Pb^{2+}	NOEC-13d	10 µg/l	Christensen et al., 1979, in RIVM, 1990
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$	NOEC-8d	1.850 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
<i>Microcystis aeruginosa</i>	//	//	225 µg/l	//
<i>Nostoc muscorum</i>	PbCl_2	NOEC-15d	<10000 µg/l	Rai & Raizada, 1988, in RIVM, 1990
Protozoëen				
<i>Uronema parduczi</i>	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$	NOEC-20h	35 µg/l	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
<i>Entosiphon sulcatum</i>	//	NOEC-72h	10 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
<i>Chilomonas paramecium</i>	//	NOEC-48h	110 µg/l	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
Mollusken				
<i>Lymnaea palustris</i>	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	NOEC-30d	31 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	//	NOEC-120d	12 µg/l	//
//	//	NOEC-4m	19 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
<i>Physa integra</i>	//	NOEC-28d	565 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
Crustaceëen				
<i>Daphnia magna</i>	PbCl_2	NOEC-21d	<30 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Anneliden				
<i>Lumbriculus variegatus</i>	-	LC_{50} -10 d	740 µg/l	Phipps et al., 1995

Vissen				
Oncorhynchus mykiss	-	LC50-10 d	19 µg/l	Phipps et al., 1995
Salvelinus fontinalis	Pb(NO ₃) ₂	NOEC-266d	474 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	//	NOEC-266d	235 µg/l	//
//	//	NOEC-455d	58 µg/l	//
//	//	NOEC-60d	48 µg/l	//
Salmo gairdnerii	//	NOEC-570d	7,2 µg/l	//
//	//	NOEC-60d	7,1 µg/l	//
//	//	NOEC-570	4 µg/l	//
salmo salar	//	NOEC-90d	20 µg/l	//
brachydanio rerio	//	NOEC	18 µg/l	//
catostomus commersoni		NOEC-60d	119 µg/l	//
esox lucius		NOEC-20d	253 µg/l	//
ictalurus punctatus		NOEC-60d	75 µg/l	//
lepomis macrochirus		//	70 µg/l	//
stiostedion vitreum		NOEC-30d	240 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
salmo namaycush		NOEC-60d	48 µg/l	//

organismen	levensstadium	Pb-vorm	parameter	Concentratie	referentie
Vissen					
Procambarus clarkii	20-48 mm	PB ²⁺	EC-O ₂ opname	100-400 mg/l	Anderson et al., 1997

Toxiciteit van lood voor bodemorganismen

De concentraties zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Isopoda Porcellio scaber		NOEC	23,4mg/kg	Capelleveen, 1985, in RIVM, 1990
Collembola Onychiurus armatus	Pb(NO ₃) ₂	NOEC-17w groei en reproductie	643mg/kg	Bengtsson et al, 1985, in RIVM, 1990
Oligochaeta Dendrobaena rubida Lumbricus rubellus	Pb(NO ₃) ₂ PbCl ₂	NOEC-3mnd reproductie NOEC-12w reproductie NOEC-12w groei	797mg/kg 241mg/kg 1133mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM, 1990 Ma, 1982, in RIVM, 1990 Ma, 1982, in RIVM, 1990
Mollusca Arion ater	Pb(NO ₃) ₂	NOEC-27d voedselconsumptie	586mg/kg	Marigomez et al, 1986, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor Cadmium in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Cd-vorm	parameter	concentratie	referentie
Mariene algen <i>Dunaliella salina</i>			EC-chlorosis EC-celvermeerdering	vanaf 2,8 mg/l vanaf 5,1 mg/l	Rebhun & Ben-Amotz, 1988
<i>Amphidinium carterae</i>	-	CdCl ₂	EC	0,025 mg/l	WHO, 1992
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	-	CdCl ₂	EC	0,1 mg/l	//
<i>Paranophrys</i> sp.	-	CdCl ₂	EC ₅₀ -15 min	2,0 - 3,1 mg/l	Berk et al., 1985
<i>Miamiensis avidus</i>	-	CdCl ₂	TC	5,1 - 7,0 mg/l	//
<i>Thalassiosira rotula</i>		-	EC-generatietijd EC-ketenlengte	5,7 mg/l 1,7 mg/l	Dongmann & Nurnberg, 1982 in WHO, 1992
Copepoden					
<i>Scutellidium</i> sp.	-	CdCl ₂	LC ₅₀ -24 h	0.66 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
<i>Paracalanus parvus</i>	-	CdCl ₂	LC ₅₀ -24 h	2.71 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
<i>Acartia simplex</i>	-	CdCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.37 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
Zeewier <i>Laminaria saccharina</i>			EC-groei	190 µg/l	Markham et al., 1980 in Bryan, 1984
<i>Pararotalia spinigera</i>			LC ₅₀ -24h	63 µg/l	Bresler & Yanko, 1995
Polychaeten					
<i>Nereis diversicolor</i>	adult	sulfaat	LC ₅₀ -8d EC-O ₂ consumptie	100.000 µg/l 10 µg/l	Bryan, 1984 Müller, 1979
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult		LC ₅₀ -4d	> 20.000 µg/l	Reish, 1978
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult		LC ₅₀ -4d	12.100 µg/l	Reish, 1978
<i>Capitella capitata</i>	adult		LC ₅₀ -4d	5.800 µg/l	Reish, 1978

<i>Ophryotrocha diadema</i>	adult	- Cd ²⁺	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -2d	4.200 µg/l 1.000 - 3.300 µg/l	Reish, 1978 Parker, 1984
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult		LC ₅₀ -10 d	3.670 µg/l	Pesch et al., 1995
Annelida: <i>Monopylephorus cuticulatus</i>	adult	-	LC ₅₀ - 96 h	127 mg/l	Chapman et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Limnodriloides verrucosus</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	21 mg/l	
<i>Nereis virens</i>	7,6 g 8 g	CdCl ₂ -	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,7 mg/l 11 g/l	
Hydrozoa <i>Laomedea loveni</i>	adult	Cl ₂	EC ₅₀ - 7 d retractie	3-80 µg/l	Theede et al., 1979 in Mance, 1990
<i>Campanularia flexuosa</i>	adult	CdCl ₂	NOEC EC - 10 d groei	0,1-0,25 mg/l 0,5 mg/l	Stebbing, 1976
Echinodermata: <i>Strongylocentrotus pur.</i>	embryo	-	LC ₅₀ - 120h	0,5 mg/l	Dinnel et al., 1989 in WHO, 1992
<i>Strongylocentrotus d.</i>	embryo	-	LC ₅₀ - 120h	1,8 mg/l	//
<i>Asterias forbesi</i>	11,2 g 24,5 g	- -	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,7 mg/l 0,82 mg/l	Eisler, 1971
Mollusca: <i>Argopecten irradians</i>	juveniel	CdCl ₂	LC ₅₀ - 11 d	1 mg/l	Pesh & Steward, 1980
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo	CdCl ₂	LC ₅₀ - 48 h	2,85-4,48mg/l	Calabrese et al., 1973
<i>Urosalpinx cinerea</i>	0,6 g	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	6,6 mg/l	Eisler, 1971
<i>Crassostrea gigas</i>	larve	CdCl ₂	EC ₅₀ - 48 h ontw.	0,611 mg/l	Martin et al., 1981 in Mance, 1990
<i>Mytilus edulis</i>	adult	CdCl ₂ -	EC - 96 h groei LC ₅₀ - 96 h	0,01 mg/l 25 mg/l	Stromgren, 1982 Eisler, 1977 in Bouchard et al., 1999
<i>Mya arenaria</i>	adult 4,6 g	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	1,19-2,22mg/l 0,7 mg/l	Eisler, 1971

	5,2 g	-	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	2,2 mg/l 2,2 mg/l	Eisler, 1977 in Bouchard et al., 1999
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo		LC ₅₀ -2d	3.800 µg/l	Calabrese et al., 1973
<i>Crassostrea gigas</i>	larven larven 5 d 3 d		LC-4d LC ₅₀ -4d	20 µg/l 50 µg/l 2.000 µg/l	Walting, 1978
<i>Argopecten irradians</i>	juveniel		LC ₅₀ -4d	1.480 µg/l	Nelson et al., 1978
Schaaldieren					
<i>Eurytemora affinis</i>	nauplius	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,001-0,2 mg/l	Roberts et al., 1982 in WHO, 1992
<i>Nitocra spinipes</i>	adult		LC ₅₀ - 96 h	0,31-0,55 mg/l	Bengtsson & Bergstrom, 1987
<i>Acartia tonsa</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,006-1,52 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Neomysis americana</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,015-0,027mg/l	//
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,11 mg/l 0,013-0,02 mg/l	Lussier et al., 1985 Roberts et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Mytiopsis sallei</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ -96 h LC ₁₀ -96 h LC ₂₅ -96 h LC ₅₀ -96 h LC ₇₅ -96 h LC ₉₀ -96 h	0,05 mg/l 0,14 mg/l 0,30 mg/l 0,71 mg/l 1,71 mg/l 3,78 mg/l	Devi, 1996
<i>Cancer magister</i>	zoeae	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,247 mg/l	Martin et al., 1981 in Mance, 1990 Wright & Frain, 1981 in Mance, 1990 Pesh & Steward, 1980 McClurg, 1984 in Mance, 1990
<i>Marino-gammarus ob.</i>	2 dagen	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	3,5 mg/l	
<i>Palaemonetes vulgaris</i>	0,33 g	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,32 mg/l	
<i>Penaeus indicus</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	2,07 mg/l	
<i>Crangon septemspinosa</i>	0,25 g		LC ₅₀ - 96 h	0,32 mg/l	

					//
Ampelisca abdita	adult		LC50-4d waterkolom LC50-10 d interstitieel water	32 µg Cd2+/l 22 µg Cd2+/l	Di Toro et al., 1990
Rhepoxinius hudsoni	adult		LC50-4d waterkolom	81 µg Cd2+/l	Swartz et al., 1985
Calianassa tyrrhena			EC-2 tot 8 dagen metabolisme	0,2 - 0,8 mg/l	Thaker & Haritos, 1989
Palaemonetes pugio	adult		LC50-4d	200 - 300 µg/l	Amiard, 1976
Pagirus longicarpus	adult		LC50-4d	70 µg/l	Pesch & Stewart, 1980
Mysidopsis bahia	adult juveniel	sulfaat chloride	LC50-4d mediaan LC50-4d	30 µg/l 19,6 µg/l	Toussaint et al., 1995 Cripe, 1994
Penaeus duorarum	post larve juv. + adult	chloride	LC50-4d	509 µg/l 3.500 µg/l	Cripe, 1994 Nimmo et al., 1977 in Cripe, 1994
Tisbe battagliai	nauplii adult	CdCl2 CdCl2	EC-7 d mortaliteit + reproduc- tie	24 µg/l	Hutchinson et al., 1994
Vissen Scyliorhinus canicula			EC-96 h haematologie en meta- bolisme	50 mg/l	Hernandez-Pascual & Tort, 1989
Morone saxatilis	juveniel		LC50-4d in zacht water	4 µg/l	Palawski et al., 1985 in Logan & Wilson, 1995
Fundulus heteroclitus	7 dagen 14 dagen	- -	LC50 - 48 h LC50 - 48 h	6,4-12,5 mg/l 5,6-10,3 mg/l	Middaugh & Dean, 1977 in WHO, 1992 //
Oncorhynchus kisutch	smolt	-	LC50 - 96 h	1,2-2,4 mg/l	Dinnel et al., 1989
Menidia menidia	6 cm	-	LC50 - 96 h	5,42-7,87 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990

<i>Menidia peninsulae</i>	larve	-	LC ₅₀ – 96 h	0,25-0,38 mg/l	Mayer, 1987 in WHO, 1992
<i>Cymatogaster aggregata</i>	adult	-	LC ₅₀ – 96 h	5-20 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Cyprinodon variegatus</i>	3 cm	CdCl ₂	LC ₅₀ – 96 h	15,9 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990 Hudchinson et al., 1994
	larven	CdCl ₂ CdCl ₂	NOEC - 8 d EC-7 d mortaliteit + groei	0,09 mg/l 0,75 mg/l	
<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	embryo	-	LC ₉₀ – 8d	0,59 mg/l	Voyer et al., 1982 in Mance, 1990

organisme	levensstadium	Cd-vorm	effect	Concentratie	referentie
Phytoplankton species	-	CdCl ₂	NOEC-16 species	50 µg/l	Hörnström, 1990
Rotiferen Brachionus calyciflorus		-	NOEC-asexuele reproductie LOEC-asexuele reproductie NOEC-sexuele reproductie LOEC-sexuele reproductie	18 µg/l 25 µg/l 18 µg/l 25 µg/l	Snell & Carmona, 1995
Amphipoden Hyalella azteca	-	-	LOEC-chronisch	0.2-0.53 µg/l	Elnabarawy et al., 1986 in Porter et al., 1995
			LC ₂₅ -4 w	0.4 µg/l	Borgmann et al., 1991 in Borgmann et al., 1998
Daphnia magna	5-d larven	-	LC ₅₀ -21 d	0,014 mg/l	Enserink et al., 1991
	-	-	LOEC-21 d in zacht water (48.5 mg/l CaCO ₃)	0.17 µg/l	Christensen, 1972 in Porter et al., 1995
Daphnia pulex	1 d	sulfaat	NOEC-50 d	100 µg/l	Ingersoll & Winner, 1982 in Mance, 1990
Daphnia galeata mendotae # kreeftachtigen	-	-	LOEC-leven groeireductie NOEC	0.2 µg/l 0,30 µg/l	Lawrence & Holoka, 1991 in Porter et al., 1995 RIVM, 1990
Mollusken			NOEC	2,5 µg/l	RIVM, 1990
Protozoëen			NOEC	35 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
Salmo gairdneri	adult ei adult	Chloride // sulfaat	NOEC-178 d mortaliteit, ademha- ling NOEC-13 d ontwikkeling NOEC-540 d kieuwbeschadiging	3,6 µg/l 14 µg/l 8 µg/l	Majewski & Giles, 1981 in Mance, 1990 Woodworth & Pascoe, 1982 in Mance, 1990 Hughes et al., 1979 in Mance, 1990
andere salmoniden	ei tot adult	chloride/ sulfaat	NOEC-gedrag, groei, mortaliteit, reproductie	4 µg/l	in Mance, 1990
Niet salmoniden	ei tot adult	chloride/ sulfaat	NOEC-gedrag, groei, mortaliteit, reproductie	2 µg/l	in Mance, 1990

Amphipoden				
Hyaella azteca		LC ₇₀ -10 d	2,8 µg/l	Phipps et al., 1995
Anneliden				
Lumbriculus variegatus	-	LC ₅₀ -10 d	158 µg/l	Phipps et al., 1995
Vissen				
Salmo trutta	-	LC ₅₀ -96 h	1,6 µg/l	Phipps et al., 1995
Amfibieën				
Ambystoma gracile	Larve- 3 maanden	LC ₅₀ -96 h	468,4 µg/l	Nebeker et al., 1995
		LOAEL-24 d groei	193,1 µg/l	
		NOAEL-24 d	48,9 µg/l	
		LOAEL-10 d groei	227,3 µg/l	
		NOAEL-10 d	106,3 µg/l	
		NOEC-7 d groei	1173 µg/l	
		NOEC-22 d groei	5701 µg/l	
Ambystoma opacum	juveniel embryo	EC ₅₀ -dood, misvormingen 8 d	150 µg/l	Birge et al., 1978 in Nebeker et al., 1995

Sediment ecotoxiciteitsgegevens voor cadmium in het marien milieu

organisme	effect	Concentratie	referentie
Amphiascus tenuiremis	LC sediment LC ₅₀ -96 h sediment LC waterkolom LC ₅₀ -96h LC ₅₀ poriewater	34,4 mg/kg 37,9 mg/kg 192 µg/l 224 µg/l 860 µg/l	Green et al., 1993
Rhepoxinius abronius	LC ₅₀ -96 h sediment LC ₅₀ -96h waterkolom LC ₅₀ poriewater	25,9 mg/kg 1.610 µg/l 1.420 µg/l	Swartz et al., 1985
Rhepoxinius abronius	LC ₅₀ sediment 0,0 % O.C LC ₅₀ sediment 0,25 % O.C LC ₅₀ sediment 1,0 % O.C LC ₅₀ poriewater sedimenten: 0 % O.C 0,25 % O.C. 1,0 % O.C. LC ₅₀ sediment op oc: 0 % O.C. 0,25 % O.C. 1,0 % O.C.	22,7 µg/g 20,8 µg/g 10,2 µg/g 2,5 µg/l 1,76 µg/l - 22,7 µg/g 8,32 µg/g 1,02 µg/g	Swartz et al., 1985
Leptocheirus plumulosus	adult: NOEC-28 d in marien sediment bij AVS > [Cd]	363 mg/ kg dw	De Witt et al., 1996 in Ankley et al., 1996
Ampelisca abdita	LC ₅₀ -10 d op AVS-sediment basis	van 1,54 tot 2,19 µmol Cd/µmol AVS	Di Toro et al., 1990
Rhepoxinius hudsoni	LC ₅₀ -10 d op AVS-sediment basis	1,97 µmol Cd/µmol AVS	Di Toro et al., 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor Cadmium in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Parameter	concentratie	referentie
Algen				
Dunaliella tertiolecta	-	NOEC-groei (CdCl ₂)	13,8 mg/l	Bressan & Brunetti, 1988
Nitzschia closterium	-	EC ₅₀ -72 h	0.35 mg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-	EC ₅₀ -72 h	0.15 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Minutocellus polymorphus	-	EC ₅₀ -48 h	0.07 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Isochrysis galbana	-	NOEC-groei (CdCl ₂)	0,2 mg/l	Bressan & Brunetti, 1988
Holtedieren				
Eirene viridula	-	EC-morfologie	100 - 300 µg/l	Karbe, 1972
Campanularia flexuosa	-	EC-kolonievorming EC-lysosomale hydrolase activiteit	110 - 280 µg/l 40 - 75 µg/l	Stebbing, 1976
Polychaeten				
Ctenodrilus serratus	adult	EC-reproductie	2.500 µg/l	Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult	EC-reproductie	1.000 µg/l	Reish, 1978
Capitella capitata	adult	EC-reproductie	560 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult	EC-reproductie	1.000 µg/l	Reish, 1978
Tweekleppigen				
Crassostrea virginica	adult	IC-20 w schelpgroei	< 100 µg/l	Shuster & Pringle, 1969
Argopecten irradians	juvenile	EC ₄₀ - 42 d groei	0,06 mg/l	Pesh & Steward, 1980
Schaaldieren				
Pseudodiaptomus coronatus	adult	EC ₅₀ -reproductie	5 µg/l	Paffenhöfer & Knowles, 1978

<i>Tigriopus japonicus</i>	adult	tijd om F2 generatie te bereiken verdubbeld	44 µg/l	D'Agostino & Finney, 1974 in Bryan, 1984
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	EC ₅₀ -reproductie EC ₅₀ -overleving 51 d	6,4 µg/l 7,1 µg/l	Nimmo et al., 1978 Lussier et al., 1985
<i>Mytiopsis sallei</i>	adult	EC-O ₂ consumptie	0,14 mg/l	Devi, 1996
<i>Homarus americanus</i>	adult	Verhoogde O ₂ -verbruik + daling van Mg gevoeligheid in de hartspeer transaminase na 30 d	3 µg/l	Thurberg et al., 1977 in Bryan, 1984
		Verhoogde glycolyse	6 µg/l	Gould, 1980
<i>Pagurus longicarpus</i>	adult	LC ₅₀ - 20 dagen	1 mg/l	Pesh & Steward, 1980
<i>Palaeomonetes pugio</i>	adult	LC ₃₀ - 60 dagen	0,06 mg/l	
		LC ₅₀ - 30 dag.	0,5 mg/l	Pesh & Steward, 1980
<i>Penaeus indicus</i>	larve	LC ₁₅ - 40 dag. LC - 28 dagen	0,25 mg/l > 0,186 mg/l	McClurg, 1984 in Mance, 1990
Echinodermen				
<i>Peronella japonica</i>	pluteus larve	EC-ontwikkeling	600 µg/l	Kobayashi, 1977
Vissen				
<i>Pleuronectes americanus</i>	adult	EC-60 d O ₂ consumptie	5 µg/l	Calabrese et al., 1975 in Bryan, 1984
<i>Pleuronectes platessa</i>	juveniel	EC-96 d groei EC-96 d vinerosie + mortaliteit	5 µg/l 50 µg/l	Westernhagen et al., 1980
<i>Limanda limanda</i>	juveniel	EC-96 d vinerosie + mortaliteit	50 µg/l	Westernhagen et al., 1980
Baltische haring	adult en larven	EC-bevruchting EC-embryonale ontwikkeling	5 µg/l	Ojaveer et al., 1980
<i>Harengus pallasi</i>	ei	EC- volume reductie	100 µg/l	Alderdice et al., 1979 in Bryan, 1984
<i>Salmo Salar</i>	-	LOEC chronisch	0.53 µg/l	Rombough & Garside, 1982 in Porter et al., 1995

Platichthys flesus	23 cm	EC- lichaams spasmen 63 d.	0,5 mg/l	Larsson et al., 1981 in Mance, 1990
--------------------	-------	----------------------------	----------	-------------------------------------

Toxiciteit van cadmium voor bodemorganismen

De waarden zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Acari Platynothrus peltifer	CdSO ₄	NOEC-12w reproductie	0,97mg/kg	Straalen et al, 1989, in RIVM, 1990
Collembola Orchesella cincta	CdSO ₄	NOEC-9w groei	1,6mg/kg	Straalen et al, 1989, in RIVM, 1990
Isopoda Porcellio scaber	Cd(NO ₃) ₂	NOEC-67d groei en voedselconsumptie	0,75mg/kg	Capelleveen, 1987, in RIVM, 1990
Oligochaeta Dendrobaena rubida Lumbricus rubellus Eisenia andrei Enchytraeus albidus	Cd(NO ₃) ₂ CdCl ₂ Cd(NO ₃) ₂ CdCl ₂	NOEC-3mnd reproductie NOEC-12w reproductie NOEC-12w groei LC ₅₀ -4w	134mg/kg 13,6mg/kg 10,7mg/kg 3925mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM 1989 Ma, 1982, in RIVM, 1990 Dis et al, 1988, in RIVM, 1990 Rombke, 1989, in RIVM, 1990
Mollusca Helix aspersa	CdCl ₂	NOEC-30d reproductie	3,3mg/kg	Russel et l, 1984, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteit voor Chroom in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Cr-vorm	parameter	concentratie	referentie
Polychaeten					
<i>Nereis diversicolor</i>	adult	dichromaat Cr^{6+}	LC_{50} -192 h LC_{50} -4d	10 mg/l 30,6 (7,5-80) mg/l	Bryan, 1984 Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult	chromtrioxide	LC_{50} -4d	4.300 g/l	Reish & Carr, 1978
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult	potassiumdichromaat	LC_{50} -4d	3,2 (2,2-4,3) mg/l	Oshida, 1977 in Mance, 1990
<i>Capitella capitata</i>	adult	chromtrioxide	LC_{50} -4d	5.000 g/l	Reish, 1978
<i>Ophryotrocha diadema</i>	adult	Cr^{3+} Cr^{3+} Cr^{6+}	LC_{50} -4d LC_{50} -2d LC_{50} -2d	7.500 g/l 100 mg/l 1 - 3,3 mg/l	Reish & Carr, 1978 Parker, 1984
<i>Nereis virens</i>	adult	potassiumdichromaat	LC_{50} - 96 h	2 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Tweekleppigen					
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo adult		LC_{50} -2d EC-schelpgroei	10.300 g/l > 100 g/l	Calabrese et al., 1973 Shuster & Pringle, 1969
<i>Crassostrea gigas</i>	larve	K_2CrO_7	EC_{50} -48h ontw.	$4,54 \pm 0,72$ mg/l	Martin et al., 1981
<i>Macoma balthica</i>	adult	Cr(VI)	LC_{50} - 96 h	110-640 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
<i>Mya arenaria</i>	adult	potassiumchromaat	LC_{50} - 96 h	57 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
<i>Mytilus edulis</i>	larve	kaliumchromaat	EC_{50} -48h ontw.	4,47 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Rangia cuneata</i>	adult	kaliumdichromaat	LC_{50} -96 h	14 -35 mg/l	Olson & Harrel, 1973 in Mance, 1990
Schaaldieren					
<i>Acartia clausi</i>	adult	Na_2CrO_4	LC_{50} - 48 h	1-16,99 mg/l	Moraitou-Apostolopoulos & Verriopoulos, 1982 in Mance, 1990
<i>Cancer magister</i>	adult	potassiumdichromaat	LC_{50} - 96 h	6,6 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Mysidopsis bahia</i>	zoca	Chroomnitraat	LC_{50} - 48 h	> 17 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990

Mysidopsis bigelowi	adult	K ₂ Cr ₂ O ₇	LC ₅₀ - 4d	2,03 mg/l	//
Pagurus longicarpus	adult	K ₂ CrO ₄	LC ₅₀ - 96 h	3,44 mg/l	//
Pseudololeptus coronatus	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	2 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Corophium volutator	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	4,4 mg/l	//
	adult	potassiumdichromaat potassiumdichromaat Cr(VI)	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 24 h LC ₅₀ - 48 h LC ₅₀ - 96 h	10 mg/l 3,65 mg/l 90 mg/l 50 mg/l 6 - 40 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
Callinectes sapidus	adult	potassiumchromaat	LC ₅₀ - 96 h	29,0 -98,0 mg/l	Frank & Robertson, 1979
Tisbe battagliai	larven adult	Cr ⁶⁺	EC-7 d groei + mortaliteit	0,42 mg/l	Hutchinson et al., 1994
Echinodermen					
Peronella japonica	pluteus larven		EC-misvormingen na 1 d	420 g/l (C ⁶⁺)	Kobayashi, 1977
Asterias forbesi	adult	potassiumchromaat	LC ₅₀ - 96 h	32 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Vissen					
Morone saxatilis	larven		LC ₅₀ -4d	28 mg/l	Palawski et al., 1985 in Logan & Wilson, 1995
Cyprinodon variegatus	larven	Cr ⁶⁺	EC-7d mortaliteit + groei	24 mg/l	Hutchinson et al., 1994
Alburnus alburnus	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	240 (194-297) mg/l	Linden et al., 1979 in Mance, 1990
Citharichthys stigmaeus	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	30 mg/l	Mearns et al., 1929 in Mance, 1990
Limanda limanda	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	47 mg/l	Hugmans & Mance, 1983 in Mance, 1990
Menidia menidia	larve	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	12,4-14,3 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Nitrocra spinipes	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	16 (11-23) mg/l	Linden et al., 1979 in Mance, 1990

organisme	levensstadium	Cr-vorm	effect	concentratie	referentie
Algen					
Nitzschia closterium	-	Cr6	EC50-72 h	2.4 mg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-	Cr6	EC50-72 h	1.35 mg/l	Stauber, 1995
Dunaliella tertiolecta		Cr6	EC50-72 h	17 mg/l	Stauber, 1995
Annelida:					
Nereis diversicolor	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 8 d	3,3-27 mg/l	Bryan, 1980 in Mance, 1990
Capitella capitata	adult adult	CrO ₃	LC ₅₀ - 28 d EC-reproductie	0,55 mg/l 0,10 mg/l	Reish et al., 1976 in Mance, 1990 Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult	CrO ₃ K ₂ Cr ₂ O ₇ CrO ₃	LC ₅₀ - 28 d EC - levenscyclus reproductie EC - levenscyclus reproductie	0,50 mg/l 0,03 mg/l 0,05 mg/l	Reish et al., 1976 in Mance, 1990 // Reish, 1978
Hermione hystrix	adult	CrO ₃	EC-groei	0,1 -0,5 mg/l	Chipman, 1966 in Bryan, 1984
Mollusken					
Macoma balthica	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 8 dagen LC ₅₀ - 16 dagen	34-180 mg/l 52 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
Crustacea:					
Mysidopsis bahia	adult	K ₂ Cr ₂ O ₇	EC ₅₀ -overleving 38 d EC ₅₀ -aantal nakomelingen 38 d	> 909 g/l 132 g/l	Lussier et al., 1985
Corophium volutator	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 8 d LC ₅₀ - 16 d	7,5 mg/l 3,2 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990

organisme	levensstadium	Cr-vorm	effect	concentratie	referentie
Algen					
Chlorella protothecoides	-	Cr6	EC50-72 h	32 µg/l	Stauber, 1995
Selenastrum capricornutum	-	Cr6	EC50-72 h	500 µg/l	Stauber, 1995
Groenwieren	-	-	NOEC	112 µg/l	RIVM, 1990
Blauwwieren	-	-	NOEC	35 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
-	-	-	NOEC	63 µg/l	
Crustaceeën					
Daphnia magna	-	CrCl	NOEC-21d	700 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989

organisme	levensstadium	Cr-vorm	effect	concentratie	referentie
Crustaceeën					
Daphnia magna		CrO	LC ₅₀ -48h	162 µg/l	Fargasova, A., 1994
Ceriodaphnia reticulata		Cr	LC ₅₀ -48h	31,5 (22 – 45) µg/l	Mount, D.I. & Norberg, T.J., 1984
Daphnia pulex		//	LC ₅₀ -48h	48 µg/l	//
Daphnia magna		Cr(NO ₃) ₃	LC ₅₀ -48h	19,6 (9,32 – 34,630) mg/l	Chapman <i>et al.</i> , 1980

Toxiciteit van chroom voor bodemorganismen

De concentraties zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum.

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Oligochaeta Eisenia andrei	$\text{Cr}(\text{NO}_3)_3$	NOEC-3w groei en reproductie	405mg/kg	Gestel et al, 1989, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor de EOX-groep in zoet-, zout-, en brakwatermilieu

Organisme	Effect	Concentratie	Referentie
DIELDRIN			
Crustaceeën			
Daphnia pulex (juveniel)	LC ₅₀	190 µg/l	EPA, 1991
Daphnia pulex	//	250 µg/l	//
Daphnia magna (juveniel)	//	> 200 µg/l	//
Daphnia magna (adult)	//	> 200 µg/l	//
Mysidopsis bahia	NOEC	0,49 µg/l	//
DIELDRIN			
Anneliden			
Ophryotrocha diadema	LOEC (37% reproductie)	0,3 µg/l	EPA, 1991
DIELDRIN			
Mollusken			
Crassostrea virginica (juveniel)	LC ₅₀	34 µg/l	EPA, 1991
Crassostrea virginica (adult)	LC ₅₀	31,2 µg/l	//

DIELDRIN			
Vissen			
Oncorhynchus mykiss	NOEC	0,12 µg/l	EPA, 1991
//	LOEC (100% mortaliteit)	1,2 µg/l	//
// (juveniel)	LC ₅₀	9,59 µg/l	//
//	LC ₅₀	1,4 µg/l	//
Poecilia reticulata	NOEC	1 µg/l	//
//	LOEC (32% reproductie)	> 2,5 µg/l	//
ENDRIN			
vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	0,405 µg/l	Post & Schroeder, 1971
//	//	0,75 µg/l	Johnson & Finley, 1980
//	//	0,33 µg/l	Thurston <i>et al.</i> , 1985
1,2-DICHLORBENZEEN			

vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	1.580 µg/l	Call, <i>et al.</i> , 1983
//	//	1.610 µg/l	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
crustaceeën			
Daphnia magna	NOEC-21d	630 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989
1,3-DICHLORBENZEEN			
crustaceeën			
Daphnia magna	NOEC (groei)-16d	300 µg/l	Deneer <i>et al.</i> , 1988
//	NOEC (reproductie)-21d	500 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989
vissen			
Pimephales promelas	NOEC (mortaliteit)-32d	1.000 µg/l	Carlson & Kosian, 1987
1,4-DICHLORBENZEEN			

vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	1.120 µg/l	Call, <i>et al.</i> , 1983
//	LC ₅₀ -96h	1.120 µg/l	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
Pimephales promelas	NOEC (mortaliteit)-32d	570 µg/l	Carlson & Kosian, 1987
crustaceën			
Daphnia magna	NOEC(reproductie)-21d	300 µg/l	Kuhn, <i>et al.</i> , 1989
1,2,4-TRICHLOROBENZEEN			
vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	1.530 µg/l	Call <i>et al.</i> , 1983
//	//	4.040 µg/l	Douglas <i>et al.</i> , 1986
//	//	1.320 µg/l	Holcombe <i>et al.</i> , 1987
//	//	1.520 µg/l	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
//	NOEC (groei)-45d	430 µg/l	Hodson <i>et al.</i> , 1991
//	NOEC (groei)-85d	350 µg/l	//

//	NOEC (mortaliteit)-85d	430 µg/l	//
1,2,4,5-TETRACHLOORBENZEEN			
vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	10.000 µg/l	Van Leeuwen, <i>et al.</i> , 1985
//	//	1.200 µg/l	//
1,2,3,4-TETRACHLOORBENZEEN			
vissen			
Pimephales promelas	NOEC (mortaliteit)-33d	250 µg/l	Carlson & Kosian, 1988
2,4-DICHLOROFENOL			
vissen	LC ₅₀ -96h		
Oncorhynchus mykiss	NOEC (groei)-35d	2.630 µg/l	Kennedy, 1990
//	NOEC(groei)-85d	561 µg/l	Hodson <i>et al.</i> , 1991
//	NOEC (mortaliteit)-85d	179 µg/l	//

//	//	179 µg/l	//
//		99,4 µg/l	//
crustaceeën	NOEC (reproductie)-21d		
Daphnia magna		210 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989
2,4,6-TRICHLORFENOL			
vissen	LC ₅₀ -96h		
Oncorhynchus mykiss	//	573 µg/l	Hodson, 1985
//	//	730 µg/l	Holcombe <i>et al.</i> , 1987
//		1.991 µg/l	Kennedy, 1990
crustaceeën	NOEC-21d		
Daphnia magna	NOEC-2d	250 µg/l	Liber & Solomon, 1994
Daphnia galeata mendotae	NOEC-7d	510 µg/l	Liber <i>et al.</i> , 1992
//		280 µg/l	//

Toxiciteit van koper voor bodemorganismen

De concentraties zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum.

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Collembola Onychiurus armatus	$\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$	NOEC-17w groei	1304mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM, 1990
Oligochaeta Dendrobaena rubida Eisenia andrei Eisenia andrei Lumbricus rubellus	$\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ CuCl_2 CuCl_2 CuCl_2	NOEC-3mnd reproductie NOEC-7d reproductie NOEC-12w groei NOEC-12w reproductie	211mg/kg 72mg/kg 68mg/kg 40mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM, 1990 Gestel et al, 1989, in RIVM, 1990 Dis et al, 1988, in RIVM, 1990 Ma, 1982, in RIVM, 1990
Mollusca Arion ater	CuSO_4	NOEC-14d voedselconsumptie	12,5mg/kg	Marigomez, 1986, in RIVM 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor kwik in zout-, zoet- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Hg-vorm	parameter	concentratie	referentie
Phytoplankton <i>Isochrysis galbana</i>	-	HgCl ₂	IC-groei	enkele µg/l	Davies, 1976 in Bryan, 1984
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	-	HgCl ₂	NOEC-groei	honderden µg/l	Davies, 1976 in Bryan, 1984
Noordzee phytoplankton	-	HgCl ₂	EC-groei	vanaf 1,5 µg/l	Kuiper, 1977 in Bryan, 1984
<i>Plumaria elegans</i>		HgCl ₂ Methylkwik Propylkwik	EC-groei	250 µg/l 40 µg/l 500 µg/l	Mance, 1990
Protozoa <i>Euplotes vannus</i>	-		NOEC-groei IC ₁₀₀ -groei	100 µg/l 1.000 µg/l	Persoone & Uyttersprot, 1975
<i>Uronema marinum</i>	-		IC ₁₀ -groei LC ₅₀ -1d	1 µg/l HgCl ₂ 6 µg/l HgCl ₂	Parker, 1979
Polychaeten <i>Nereis diversicolor</i>	adult		LC ₅₀ -192 h	100 µg/l HgCl	Bryan, 1984
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult		LC ₅₀ -4d	90 µg/l	Reish, 1978
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult		LC ₅₀ -4d	20 µg/l	Reish, 1978
<i>Capitella capitata</i>	adult		LC ₅₀ -4d	< 100 µg/l	Reish, 1978
<i>Ophryotrocha diadema</i>	adult		LC ₅₀ -4d	90 µg/l	Reish, 1978

Monopylephorus cuticulatus	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	250 (140-415) µg/l	Chapman et al., 1982 in Mance, 1990
Limnodriloides verrucosus	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	130 (120-150) µg/l	//
Nereis virens	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -168 h	70 µg/l 60 µg/l	Eisler & Henneky, 1977 //
Tweekleppigen Crassostrea virginica	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d EC ₅₀ -2d deformatie	6 µg/l 11 µg/l	Calabrese et al., 1973 MacInnes & Calabrese, 1978
	larven	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -12 d	4,2 - 6,8 µg/l 12 µg/l	Calabrese et al., 1973 Calabrese et al., 1977
Ostrea edulis	larven	HgCl ₂	EC ₅₀ -1 h filtratie	25 µg/l	Connor, 1972
	adult		LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -2d	1 - 3,3 µg/l 4.200 µg/l	
Mercenaria mercenaria	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ -7d	4 µg/l	Strömgren, 1982
	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d	4,8 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974
	larven		LC ₅₀ - 8-10d	15 µg/l	Calabrese et al., 1977
Argopecten irradians	juveniel	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d	89 µg/l	Nelson et al., 1976
Bullia digitalis	adult	HgCl ₂	NOEC-96 h	500 µg/l	Brown, 1982 in Mance, 1990
Crassostrea gigas	embryo	HgCl ₂	EC ₅₀ -48 h ontw.	5,7 µg/l	Glickstein, 1978 in Martin et al., 1981
Mytilus edulis	adult	HgCl ₂	EC-groei 5d.	0,3 µg/l	Stromgren, 1982
		HgCl ₂	LC-24h	25 µg/l	//
Mya arenaria	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	400 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
		HgCl ₂	LC ₅₀ -7 d	4 µg/l	//
Perna perna	7 cm	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	3,8 - 5,6 µg/l	Watling & Watling, 1982
Cardium edule	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -48h	9.000 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989

Nassarius obsoletus	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -7d	32.000 µg/l 700 µg/l	Eisler & Henneky, 1971
Schaaldieren Palaemonetes vulgaris	larven	HgCl ₂	30 % mortaliteit in 2d LC ₅₀ -2d	5,6 µg/l 10 µg/l	Shealy & Sandifer, 1975 //
Eurypanopeus depressus	zoea larven	HgCl ₂	EC beweeglijkheid	1,8 µg/l	Mirkes et al., 1978
Penaeus setiferus	post larven	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d	17 µg/l	Green et al., 1976
Artemia sp.	adulten	HgCl ₂	EC-overleving van naup- lii nakomelingen	1 µg/l (methylkwik)	Cunningham & Grosch, 1978
Mysidopsis bahia	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d	3,5 µg/l	Lussier et al., 1985
Cancer magister	zoea	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	6,6 (5,6-7,6) µg/l	Glickstein, 1978 in Martin et al., 1981
Pagurus longicarpus	adult	org.kwikverb.	LC ₅₀ -96 h	50 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
Palaeomonetes pugio	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	10 - 150 µg/l	
Penaeus indicus	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	15,3 µg/l	Curtis et al., 1979
Scylla serrata	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	600 -760 µg/l	Krishnaja et al., 1987
Carcinus maenus	larve adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -48 h	14 µg/l 1200 µg/l	Connor, 1972 Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Homarus gammarus	larve	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	33-100 µg/l	Connor, 1972
Homarus americanus	larve	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	20 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Crangon crangon	larve	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	10 µg/l	Connor, 1972

	adult		LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	3.300-10.000 µg/l 100-330 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989 //
<i>Pandalus montagui</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	75 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Echinodermen <i>Peronella japonica</i>	pluteus larven	HgCl ₂	EC-misvormingen na 1 d	10 µg/l	Kobayashi, 1977
<i>Asterias forbesi</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -8 d	60 µg/l 20 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
Vissen <i>Fundulus heteroclitus</i>	embryo adult	HgCl ₂ MeHg-chloride HgCl ₂	LC ₅₀ - 96 h geen sterfte na 4 dagen LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -96 h	67,4 µg/l 40 µg/l 51,1 µg/l 800 µg/l	Sharp & Neff, 1980 in Mance, 1990 Eisler & Henneky, 1977
<i>Aphanius dispar</i>	juveniel	HgCl ₂	plasma Na en K stijgen, serum Ca en Mg stijgen, Cl daalt na 4 dagen	1.000 µg/l	Hilmy et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Platichthys flesus</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d	3.300 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Zoogdieren <i>Pagophilus groenlandicus</i>	adult	HgCl ₂	LC- 20 tot 26 d	25 mg/kg BW/d methylkwikchloride	Ronald et al., 1977
Vogels					
<i>Gavia immer</i> (fuut)	adult	MeHg	EC-reproductie	≥ 0,3 µg/g BW nat	Barr, 1986 in Scheuhammer et al., 1998
zeemeeuw	adult+juveniel		NOEC-kippen van het ei of ontwikkeling	2 - 16 mg/kg BW nat	Vermeer & Peakall, 1977

Organismen	levensstadium	Hg-vorm	parameter	concentratie	referentie
Zeewier Pelvetia canaliculata Fucus vesiculosus Ascophyllum nodosum			vertraging van de apicale groei	$\pm 10 \mu\text{g/l}$	Strömgren, 1980
Ectocarpus siliculosus		HgCl ₂	vertraagde groei	10 $\mu\text{g/l}$	Morris & Russell, 1973
Pararotalia spinigera		HgCl ₂	LC ₅₀ -24h	14 $\mu\text{g/l}$	Bresler & Yanko, 1995
Holtedieren Eirene viridula	-	HgCl ₂	EC-misvormingen	1 - 3,3 $\mu\text{g/l}$	Karbe, 1972
Campanularia flexuosa	-	HgCl ₂	EC-koloniegroei	1,6 - 1,7 $\mu\text{g/l}$	Stebbing, 1976
Polychaeten					
Ctenodrilus serratus	adult	HgCl ₂	EC-reproductie	50 $\mu\text{g/l}$	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult	- Hg ²⁺	EC-reproductie LC ₅₀ -2d	> 50 $\mu\text{g/l}$ 30 - 100 $\mu\text{g/l}$	Reish, 1978 Parker, 1984
Neanthes arenaceodentata	juveniel adult	HgCl ₂ //	LC ₅₀ -28 d //	90 $\mu\text{g/l}$ 17 $\mu\text{g/l}$	Reish et al., 1976 //
Capitella capitata	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -28 d	100 $\mu\text{g/l}$	Reish et al., 1976
Gastropoden					
Urosalpinx cinerea	embryo	HgCl ₂	EC-misvormingen	10 $\mu\text{g/l}$	Reinhart & Myers, 1975

Tweekleppigen					
<i>Crassostrea virginica</i>	juveniel	HgCl ₂	EC ₃₃ -47 d schelpgroei	10 µg/l	Cunningham, 1976
Crustacea					
<i>Penaeus indicus</i>	larve	HgCl ₂	NOEC-28 d	50 µg/l	McClurg, 1984
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	HgCl ₂	EC ₅₀ -overleving 35 d EC ₅₀ -aantal nakomelingen 35 d	1,2 µg/l 1,2 µg/l	Lussier et al., 1985
<i>Callinectes sapidus</i>	larven	HgCl ₂	EC-ontwikkeling	10 µg/l	McKenney & Costlow, 1981 in Lussier et al., 1985
<i>Penaeus setiferus</i>	postlarven	HgCl ₂	NOEC-groei + respiratie	1 µg/l	Green et al., 1976
Vissen					
<i>Morone saxatilis</i>	adult		NOEC-zuurstofverbruik	1 µg/l	Dawson et al., 1977
<i>Fundulus heteroclitus</i>	embryo larven adult larven	HgCl ₂	NOEC-32 d EC-32 d EC-ontwikkeling NOEC-teratogeniciteit EC-prooi vangen NOEC-groei	20 µg/l 30-34 µg/l 30 µg/l 10 µg/l methykwik 10 µg/l methykwik 10 µg/l methykwik	Sharp & Neff, 1980 in Mance, 1990 Weis & Weis, 1977 Weis & Weis, 1995
Zoogdieren					
<i>Pagophilus groenlandicus</i>	adult		NOEC-90 d	250 µg/kg BW.d methykwikchloride	Ronald et al., 1977

zoetwaterorganisme	levensstadium	Hg-vorm	effect	Concentratie	referentie
Amphipoden Hyalela azteca			LC25-4 w	1.7 µg/l	Borgmann & Norwood, 1997 in Borgmann et al., 1998
Bacteriën Pseudomonas putida		HgCl ₂	NOEC-24h	5 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
Algen Scenedesmus acutus Scenedesmus quadricauda Microcystis aeruginosa	10d //	Hg ²⁺ HgCl ₂ //	NOEC-10d NOEC-8d NOEC-8d	<20 µg/l 35 µg/l 2,5 µg/l	Huisman et al., 1980, in RIVM, 1990 Bringmann & Kuhn, 1978, in RIVM, 1990 //
Protozoën Chilomonas paramecium Entosiphon sulcatum Poterioochromonas malhamensis Uronema parduczi	72-96h // // 48h	HgCl ₂ // // //	NOEC-48h NOEC-72h // NOEC-20h	8 µg/l 9 µg/l 0,5 µg/l 39 µg/l	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990 // Roderer, 1983, in RIVM, 1990 Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
Vissen Jordanella floridae Pimephales promelas // // salvelinus fontinalis	juveniel	Hg ²⁺ // HgCl ₂ // Hg ²⁺	NOEC-30d NOEC-60d // NOEC-41w NOEC-90d	0,17 µg/l 0,13 µg/l 0,31 µg/l <0,26 µg/l 0,29 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990 // Snarski & Olson, 1982, in RIVM, 1990 // Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Crustaceën Cyclops Daphnia magna	Nauplii	HgCl ₂ Hg ²⁺	NOEC-14d NOEC	32 µg/l 1,1 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990 EPA, 1986, in RIVM, 1990

//		HgCl ₂	NOEC-21d	<1,7 µg/l	Skidmore& Firth, 1983, in RIVM, 1990
Faxonella clypeata	M	//	NOEC-30d	0,002 µg/l	Heit & Fingerman, 1977, in RIVM, 1990
//	V	//	//	0,2 µg/l	//
Procambarus clarki	M&v	//	//	0,02 µg/l	//
Vogels					
Gavia immer	adult	MeHg	EC-reproductie	≥0,3 µg/g BW nat	Barr, 1986 in Scheuhammer et al., 1998

Toxiciteit van kwik voor bodemorganismen

De concentratie is omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referente
Mollusca Arion ater	HgCl ₂	NOEC-27d voedselconsumptie	8,3mg/kg	Marigomez et al, 1986, in RIVM, &990

Ecotoxiciteitsgegevens voor arseen in zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organisme	levensstadium	As-vorm	parameter	concentratie	referentie
Periphyton	-	arsenaat	EC ₂₀ -1 h	30 µg/l	Blanck & Whangberg, 1988 in Reish et al., 1989
Annelida Tubifex costatus // // //	adult // // //	natriumarsenaat // // //	LC ₅₀ - 96-120 h LC ₅₀ - 7 d LC-16 d NOEC-16 d mortaliteit	500 mg/l 500 mg/l 125 < x < 250 mg/l 125 mg/l	Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 // Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 //
Nereis diversicolor	adult	natriumarsenaat	LC ₅₀ - 96 h	>14,5 mg/l	Bryan et al., 1979 in Mance, 1990
Tweekleppigen Crassostrea virginica Argopecten irradians Crassostrea gigas Crassostrea virginica Macoma balthica Mytilus edulis	embryo adult juveniel larve adult adult larve	- natriumarsenaat - As ₂ O ₃ As(III) Na-arsenaat As ₂ O ₃	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ -4d EC ₅₀ -2d ontw. LC ₅₀ - 48 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 8 d EC ₅₀ -2d ontw	7.500 µg/l arseniet 3,49 mg/l 3.490 µg/l arseniet 0,326 mg/l 7,5 mg/l 800-650 mg/l 15 - 180 mg/l >3 mg/l	Calabrese et al., 1973 Nelson et al., 1976 in Mance, 1990 Nelson et al., 1976 Martin et al., 1981 Nelson et al., 1976 in Mance, 1990 Bryant et al., 1979 in Mance, 1990 Martin et al., 1981
Crustacea Acartia clausii Cancer magister	adult zoca	As(III) As ₂ O ₃	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,508 mg/l 0,232 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Martin et al., 1981

Corophium voluptator	adult	natriumarsenaat natriumarsenaat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 8 d	36-60 mg/l 1,8 - 14 mg/l	Bryant et al., 1979 in Mance, 1990 //
Palaeomonetes setiferus	adult	arseen trisulfide	LC ₅₀ - 96 h	31,4-57,8 mg/l	//
Penaeus selliferus	adult	arseentrisulfide	LC ₅₀ - 96 h	24,7 mg/l	//
Mysidopsis bahia	//	NaAsO ₂	LC ₅₀ -4d	1.740 µg/l	Lussier et al., 1985
Crangon crangon	//	Arsenaat	LC ₅₀ -7,5 d	50 mg/l arsenaat	Madison, 1992
4 crustaceeën	//	-	LC50 - 48 h	37-98 mg/l	Naqvi <i>et al.</i> (1985), in Stephan; <i>et al.</i> (1986)
Tanytarsus dissimilis	//	As ³⁺	LC50 - 48 h	97 mg/l	Holcombe <i>et al.</i> (1983), in Phipps <i>et al.</i> (1984)
Aplexa hypnorum			//	24,5 mg/l	
Mysidopsis bahia	adult	NaAsO ₂	EC-overleving 36 d	893 µg/l	//
Daphnia magna			EC-aantal nakomelingen	893 µg/l	Lussier et al., 1985
Ceriodaphnia dubia (acuut)	5 d larven	As ⁵⁺	LC ₅₀ -21d NOEC	5,8 mg/l 0,633 mg/l	Lussier et al., 1985
Ceriodaphnia dubia (acuut)	poriewater	As ³⁺	LC ₅₀ 48h	1540µg/l	Enserink et al., 1991 //
Daphnia magna (chronisch)	//	As ³⁺	//	1448µg/l	Boucher, A.M. et al, 1998
//	levenstabelstudie	As	21d LC ₅₀	5,8mg/l	Spehar R.L., et al 1980
Gammarus pseudolimneaus	populatiestudie	As	EC ₅₀ (yield)	3,2mg/l	Enserink E.L. et al (1991)
Kreeftachtigen	adult	As ⁵⁺	NOEC-14 d mortaliteit	± 0,09 mg/l	//

			NOEC	88 µg/l	Spehar <i>et al.</i> , 1980
Lepomis macrochirus	juveniel adult	Na-arsenaat	NOEC-112d groei, overleving	0,23 mg/l 2,31 mg/l	Gilderhus, 1966 in Mance, 1990
Jordanella floridae	ei/larve	Na-arsenaat	NOEC-31 groei, overleving, uitkomst	2,13 mg/l	Lima et al., 1984
Pimephales promelas	larve	Na-arsenaat	NOEC-29 groei, overleving NOEC	2,13 mg/l	Lima et al., 1984
# soorten*				76 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
Apeltes qaudricus	adult	As(III)	LC ₅₀ - 96 h	14,95 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Chelon labrosus	adult	Arseentrioxide	LC ₅₀ - 96 h	27,3 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Limanda limanda	adult	Arseentrioxide	LC ₅₀ - 96 h	28,5 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Menidia menidia	adult	As(III)	LC ₅₀ - 96 h	16,3 mg/l	
Oncorhynchus gorbuscha	adult	Arseentrioxide	LC ₁₀₀ - 96 h LC ₁₀₀ - 7 d LC ₅₀ - 10 d	12,3 mg/l 7,2 mg/l 3,8 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Holland et al., 1960 in Mance, 1990 //
'Mosquitofish'	Static, T=21-22 Static, T=21-22	Mono sodium methyl arsonate Sodium arsenite, T=15, pH=7,2- 7,7	LC50 - 96 h LC50 - 96 h	1300 mg/l 182 mg/l	// // In Spehar <i>et al.</i> (1980)
Esox masquinongy (('muskellunge'))	'fry'; static		LC ₅₀ - 5 d	0,05 mg/l	
//	newly hatched fry	//	LC50 - 96 h	>5 mg/l	//
//	swim-up fry to 5- week old fry	//	LC50 - 96 h	1,1 - 16 mg/l	//

'Mosquitofish'	adult		LC50 - 96 h	59 mg/l	//
fathead minnow	juveniel	//, T=21-22	LC50 - 96 h	135,1 mg/l	//
		arsenic trisulfide, HD=40-48, T=22			//
//			TL _m - 96h	27 mg/l	
		sodium arsenite, flow through, T=25, pH=7,6-8, alk.=140-168, HD=140-152	TL _m - 48h TL _m - 96h	27,8 mg/l 31,2 mg/l	In Brungs <i>et al.</i> (1977)
'Brook trout'		//, T=15	//	44,9 mg/l	//
Channel catfish		//, T=25	//	49,6 mg/l	//
Goudvis		//	//	72 mg/l	//
Flagfish		//			//
Bluegill		//			//
		//			//
Green sunfish		//	TL _m - 12h TL _m - 18h	1000 mg/l 350 mg/l	//
		sodium arsenate, static, T=20, pH=7,6-8, alk.=140-168, HD=140-152	TL _m - 24h TL _m - 48h	175 mg/l 150 mg/l	// //
Regenboogforel			LC ₅₀ -96h	10,8 mg/l	//
		sodium arsenate, flow through, alk.=82-132, DO=4,8- 9,pH=6,4-8,3			In Brungs <i>et al.</i> (1978)

Amfibieën Rana hexadactyla	dikkopjes	-	LC ₅₀ - 96 h	249 µg/l	Khargarot, <i>et al.</i> (1985), in Stephan; <i>et al.</i> (1986)
Mollusken	-	-	NOEC	1000 µg/l	RIVM, 1990
Protozoeën	-	-	NOEC	2400 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
Lepomis macrochirus	juveniel adult	Na-arsenaat	NOEC-112d groei, overleving	0,23 mg/l 2,31 mg/l	Gilderhus, 1966 in Mance, 1990
Jordanella floridae	ei/larve	Na-arsenaat	NOEC-31 groei, overleving, uitkomst	2,13 mg/l	Lima et al., 1984
Pimephales promelas	Larve	Na-arsenaat	NOEC-29 groei, overleving	2,13 mg/l	Lima et al., 1984
# soorten*	-	-	NOEC	76 µg/l	RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens van PCB-mengsels in zout-, zout- en brakwatermilieu

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Crustacea: Gammarus fasciatus	-	1254	LC ₅₀ - 96 h	2,4 mg/l	Stahl, 1979
	-	1242	LC ₅₀ - 96 h	10 µg/l	Foster et al., 1977 in Verschüren, 1983
	-	1248	LC ₅₀ - 96 h	52 µg/l	Foster et al., 1977 in Verschüren, 1983
Orconectes nais	-	1254	LC ₅₀ - 7 dagen	0,1 mg/l	Stahl, 1979
	-	1242	LC ₅₀ - 7 dagen	30 µg/l	Sovocol, 1977 in Verschüren, 1983
Palaemonetes kadiakensis	-	1254	LC ₅₀ - 7 dagen	0,003 mg/l	Stahl, 1979
Clibanarius vittatus	-	1254	NOEC - 96 h	30 µg/l	Stahl, 1979
Microarthridion littorale (copepod)	-	arochlor 1254 test met gezeefd sediment van 40 m a 12 % DS in artificieel zeewater bij 20 °C	LC ₅₀ -96 h EC-reproduction	M: 117 mg/kg Vr: 251 mg/kg 42 mg/kg	DiPinto et al., 1993
Vissen: Rasbora heteromorpha		1254	LC ₅₀ - 96 h	0,56 mg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1221	LC ₅₀ - 96 h	1,05 mg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1232	LC ₅₀ - 96 h	0,32 mg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1242	LC ₅₀ - 96 h	0,37 mg/l	Tooby & Hursey, 1975

Salmo gairdneri	adult	1242	LC ₅₀ - 5 d	0,067 mg/l	Verschüren, 1983
	embryo-larve	1242	LC ₅₀ - 96 h	1,0 g/l	//
Salmo gairdneri		1248	LC ₅₀ - 5 d	0,054 mg/l	//
Salmo gairdneri - adult	adult	1254	LC ₅₀ - 96 h	0,32 µg/l	//

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Crustacea:					
Penaeus duorarum	adult	1254	LC ₅₁ - 15 d LC ₅₀ - 35 d LOEC kolonisatie NOEC kolonisatie	0,94 µg/l 3,5 µg/l 0,6 µg/l waterkolom 0,1 µg/l waterkolom	Stahl, 1979 Hansen, 1974 in Di Toro et al., 1991 //
Vissen					
Leiostomus xanthurus		1254	LC ₅₀ - 18 dagen	5 µg/l	Stahl, 1979
Lagodon rhomboides			LC ₅₀ - 12 dagen	5 µg/l	Stahl, 1979
Cyprinodon variegatus		1254	FCV	0,1 µg/l	Hansen & Tagatz, 1980 in Di Toro et al., 1991
Rasbora heteromorpha		1254	LC ₅₀ - 3 maanden	100 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1221	LC ₅₀ - 3 maanden	500 µg/l	Tooby & Hursey, 1975

Rasbora heteromorpha		1232	LC ₅₀ - 3 maanden	30 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1242	LC ₅₀ - 3 maanden	50 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
Salmo gairdneri	-	1016	EC-enzymeaktiviteit - 4d	2.000 µg/l	Joshi & Misra., 1986
Salmo gairdneri		1242	LC ₅₀ - 25 dagen LC ₅₀ - 10 dagen	12 µg/l 45 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
			LC ₅₀ - 25 dagen	0,132 mg/l	
Salmo gairdneri		1248	LC ₅₀ - 25 dagen LC ₅₀ - 10 dagen	3,4 µg/l 38 µg/l	Verschüren, 1983
Salmo gairdneri		1254	LC ₅₀ - 25 dagen LC ₅₀ - 10 dagen	27 µg/l 16 µg/l	Verschüren, 1983
Salmo gairdneri		1260	LC ₅₀ - 25 dagen	51 µg/l	Verschüren, 1983

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Vissen					
Ictalurus punctatus	embryo-larve	1254	LC ₅₀ -4d	1,76 µg/l	Spehar et al., 1980
Lepomis microlophus	embryo-larve	1254	LC ₅₀ -4d	0,53 µg/l	Spehar et al., 1980
Carassius auratus	embryo-larve	1254	LC ₅₀ -4d	1,18 µg/l	Spehar et al., 1980
Salmo clarki	-	1254	LC ₅₀ -4d	42 mg/l	Stahl, 1979

Salmo clarki	-	1221 1232 1242 1248 1260	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d	1,2 mg/l 2,5 mg/l 5,4 mg/l 5,7 mg/l 61 mg/l	in Brungs et al., 1978
Crustaceeën					
Daphnia magna	-	PCB101	LC ₅₀ -2d	>10 µg/l	Black <i>et al.</i> , 1993
//	-	Arochlor 1242	LC ₅₀ -2d	230 µg/l	Zou & Fingerman, 1997

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Vissen					
Lepomis macrochirus	-	1242 1248 1254 1260	LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -25 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -25 d LC ₅₀ -30 d	84 µg/l 164 µg/l 78 µg/l 111 µg/l 100 µg/l 177 µg/l 303 µg/l 289 µg/l 400 µg/l	in Brungs et al., 1978
Ictalurus punctatus	-	1242 1248	LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d	87 µg/l 219 µg/l 75 µg/l 121 µg/l	in Brungs et al., 1978

		1254	LC ₅₀ -25 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -25 d LC ₅₀ -30 d	104 µg/l 139 µg/l 286 µg/l 181 µg/l 433 µg/l	
		1260			
Oryzias latipes (zoetwater vis)	embryo	PCB 126 PCB 81 PCB 77	LC ₅₀ -19 d EC ₅₀ -zwemblaas LC ₅₀ -19 d EC ₅₀ -zwemblaas LC ₅₀ -19 d EC ₅₀ -zwemblaas	219 µg/l 188 µg/l 15.610 µg/l 2.345 µg/l > 250.000 µg/l > 250.000 µg/l	Harris et al., 1994
regenboogforel	niet geslachtsrijp	PCB 77 PCB 126 PCB 169	ED ₅₀ -EROD	134 µg/kg 5,82 µg/kg 93,7 µg/kg	Newsted et al., 1995
Pimephales	adult	5 congenere	NOEC-13 weken NOEC-13 w reproductie	25 µg/l	Suedel et al., 1997
Crustaceeën			EC-13 weken groei	2.5 µg/l	Suedel et al., 1997
Daphnia magna		Arochlor 1260	LC ₅₀ -21d	36 µg/l	Nebeker & Puglisi, 1974
//		//	//	1,3 µg/l	//
//		//	//	1,8 µg/l	//

//		//	//	31 µg/l	//
//		//	LC ₅₀ -14d	1,8 µg/l	//
//		//	//	24 µg/l	Maki & Johnson, 1975
Daphnia magna		Arochlor 1268	LC ₅₀ -21d	253 µg/l	Nebeker & Puglisi, 1974
//		Arochlor 1221	LC ₅₀ -21d	180 µg/l	//
//		Arochlor 1232	LC ₅₀ -21d	72 µg/l	//
//		Arochlor 1248	LC ₅₀ -14d	2,6 µg/l	//
//		//	LC ₅₀ -21d	25 µg/l	//
//		Arochlor 1262	LC ₅₀ -21d	43 µg/l	//
//		Arochlor 1242	LC ₅₀ -21d	67 µg/l	//

Ecotoxiciteitsgegevens voor Nikkel in zoet-, zout- en brakwatermilieu

organisme	levensstadium	Ni-vorm	effect	concentratie	referentie
Phytoplacton	-	-	EC-groei	50 - 100 µg/l	Spencer, 1980 in WHO, 1991
polychaeten <i>Nereis diversicolor</i>		sulfaat	LC ₅₀ -8 d	130 µg/l	Bryan, 1984
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -10d	49.000 µg/l 16.090 µg/l	Reisch, 1978 Pesch et al., 1995
<i>Capitella capitata</i>	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ -4d	> 50.000 µg/l	Reisch, 1978
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ -4d	17.000 µg/l	Reisch, 1978
<i>Nereis virens</i>		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	25 mg/l	Petrich & Reish, 1979
Tweekleppigen					
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo larven	nikkelchloride	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -12 d	1.190 µg/l 1.180 µg/l 1.200 µg/l	Calabrese et al., 1973 // Calabrese et al., 1977
<i>Mercenaria mercenaria</i>	embryo larve	nikkelchloride	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -8 d	310 µg/l 5.700 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974 Calabrese et al., 1977
<i>Crassostrea gigas</i>	larve	nikkelsulfaat	EC ₅₀ -48h ontw	0,349 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Macoma balthica</i>	adult adult	nikkelchloride nikkelchloride	LC ₅₀ - 8 d LC ₅₀ - 96 h	80 - 180 mg/l 95-750 mg/l	Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 //

Mya arenaria	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	320 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Mytilus edulis	larve	nikkelchloride	EC ₅₀ -48h ontw	0,891 mg/l	Martin et al., 1981
Villorita cyprinoides	adult	nikkelchloride	EC ₅₀ -filtratie LC ₅₀ -4d	0,003 mg/l 0,061 mg/l	Abraham et al., 1986 //
Echinodermata: Asterias forbesi	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	150 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Lytechinus pictus	embryo	nikkelchloride	EC-1h ontw. EC-20h ontw.	0,580 mg/l 0,05 mg/l	Timourian & Watchmaker, 1972 in Mance, 1990
Schaaldieren					
Acartia clausi	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	2,08 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Allorchestes compressa	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	32,02-37,5 mg/l	Ahsanullah, 1982 in Mance, 1990
Cancer magister	zoea	nikkelsulfaat	LC ₅₀ - 96 h	4,36 mg/l	Martin et al., 1981
Carcinus maenas	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 48 h	300 mg/l	Portmann 1968 in Mance, 1990
Corophium volutator	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	16-54 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
Heteromysis forosa	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,152 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Mysidopsis bahia	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,508 mg/l	Lussier et al., 1985
Mysidopsis bigelowi		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,634 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Pagurus longicarpus		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	47 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Tigriopus japonicus	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	6,36 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Allorchestes compressa	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 7 d	10,9 - 13,8 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Corophium volutator		nikkelchloride	LC ₅₀ - 8 d LC ₅₀ -4 d	5,2 - 15 mg/l 5 - 54 mg/l	// Bryant et al., 1985 in WHO, 1991
Vissen					

Leiostomus xanthurus	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	70 mg/l	US-EPA, 1987 in WHO, 1991
Chelon labrosus	adult	nikkelnitraat	LC ₅₀ - 96 h	118,3 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Fundulus heteroclitus		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	350 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Menidia menidia	larve	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	7,96 mg/l 38 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 US-EPA, 1987 in WHO, 1991

Organismen	levensstadium		parameter	concentratie	referentie
Echinodermen					
Strongylocentrotus sp.	embryo	-	EC-ontwikkeling	590 µg/l	Timourian & Watchmaker, 1972 in WHO, 1991
Polychaeten					
*Ctenodrilus serratus	adult		EC reproductie	500 µg/l	Reish, 1978
Schaaldieren					
Mysidopsis bahia	adult	NiCl ₂	EC ₅₀ -36 d overleving EC ₅₀ -36 d aantal nakomelingen	93 µg/l 93 µg/l	Lussier et al., 1985

Organisme	levensstadium	effect	concentratie	referentie
Crustaceën				
Hyalella azteca		LC ₅₀ -10 d	780 µg/l	Phipps et al., 1995
Daphnia pulicaria	Ni	LC ₅₀ -48h	2,15 (0,697 – 3,757) mg/l	Lind <i>et al.</i> , 1978
Ceriodaphnia dubia	NiCl	LC ₅₀ -48h	140 (13 - >200) µg/l	Schubauer-Berigan <i>et al.</i> , 1993
Daphnia magna	NiCl	LC ₅₀ -48h	1,15 mg/l	Ding, 1980
//	//	LC ₅₀ -48h	7,3 mg/l	Khangarot, B.S. <i>et al.</i> , 1987
//	//	LC ₅₀ -48h	2,52 (1,8 – 4,97) mg/l	Chapman <i>et al.</i> , 1980
//	Ni(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -48h	0,915 mg/l	Call <i>et al.</i> , 1983
Daphnia pulex	NiCl	LC ₅₀ -48h	912 mg/l	Jindal, R. & Verma, A. (1990)
Anneliden				
Lumbriculus variegatus	-	LC ₅₀ -10 d	12160 µg/l	Phipps et al., 1995

organisme	Levensstadium		effect	Concentratie	referentie
Amphipoden					
Hyalela azteca	-	-	LC50-1 w	80 µg/l	Borgmann et al., 1998
Bacteriën					
Methanobacterium thermoautotrophicum		NiCl ₂	NOEC-6h	100.000 µg/l	Ahring & Westermann, 1985, in RIVM, 1990
TAM		//	//	6.000µg/l	//

E. Coli		//	NOEC-5h	5.000 µg/l	Babich & Stotzky, 1983, in RIVm, 1990
Pseudomonas tabaci		//	NOEC-25h	130.000 µg/l	Sigee & Al-Rabae, 1986, in RIVM, 1990
Pseudomonas putida		//	NOEC-24h	1,25 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
Algen					
Chlamydomonas sp.		NiCl ₂	NOEC-12d	10.000 µg/l	Folsom et al., 1986, in RIVM, 1990
Scenedesmus quadricauda			NOEC-8d	650 µg/l	Bringmann, 1978, in RIVM, 1990
Anabaena inaequalis			NOEC-12d	25 µg/l	Babich & Stotzky, 1983, in RIVM, 1990
Microcystis aeruginosa		//	NOEC-8d	2,5 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1978, in RIVM, 1990
Nostoc muscorum		//	NOEC-15d	<500 µg/l	Rai & Raizada, 1987, in RIVM, 1990
Protozoëen					
Chilomonas paramecium		NiCl ₂	NOEC-48h	410 µg/l	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
Uronema parduczi		//	NOEC-20h	21 µg/l	//
Entosiphon sulcatum		//	NOEC-72h	70 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1978, in RIVM, 1990
Crustaceëen					
Daphnia magna			NOEC-21d	<30 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
//		Ni(CH ₃ COO) ₆	//	90 µg/l	Kuhn et al., 1989, in RIVM, 1990
//		//	//	700 µg/l	//
Vissen					
Pimephales promelas			NOEC-365d	380 µg/l	Mance et al., 1987, in RIVM, 1990
//	Larven		NOEC-25d	380 µg/l	//
Salmo gairdnerii	Eieren	NiCl ₂	NOEC-85d	62 µg/l	Nebeker et al., 1985, in RIVM, 1990

//	//	//	NOEC-52d	134 µg/l	//
//	larven	//	NOEC-38d	134 µg/l	//

Toxiciteit van nikkel voor bodemorganismen

De concentratie is omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referente
Oligochaeta				
Lumbricus rubellus	NiCl ₂	NOEC-12w reproductie	65mg/kg	Ma, 1982, in RIVM, &990
	NiCl ₂	NOEC-12w groei	110mg/kg	Ma, 1982, in RIVM, &990
Eisenia foetida	Ni(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -14d	883mg/kg	Neuhauser et al, 1985, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor PAK's in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

PAK	Organisme	levensstadium	test	concentratie	referentie
Benzo(a)pyreen	MARIEN				
	mariene bacteria Vibrio parahaemolyticus	-	EC-lag fase	4 µg/l	Calder & Lader, 1976
	Anneliden Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ -4d	> 1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	ZOETWATER				
	Crustaceeën Daphnia pulex Daphnia magna	- -	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -5h	5 µg/l 1,5 µg/l	Trucco <i>et al.</i> , 1983 Newsted & Giesy, 1987
	Vissen Pimephales promelas	larve	LC ₅₀ -40 h	5,6 µg/l	Oris & Giesy, 1987
	Cyclops lucida	- -	LC ₅₀ -1 d tot 3 d LC ₅₀ -24h	2 - 8 µg/l 1,2<C<3,7mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1986 in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Goddard <i>et al.</i> , 1987
	insecten Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -36h	0,002mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1986 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Amfibieën Rana pipiens	-	LC ₅₀ -24h	>6,7mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
Acenaphthyleen	Crustaceeën	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	490 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Benz(a)antraceen	ZOETWATER				

	crustaceeën -	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	6,6 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Daphnia magna Daphnia pulex	- -	LC ₅₀ -12 h LC ₅₀ -4d	1,8 µg/l 10 µg/l	Newsted & Giesy, 1987 Slooff <i>et al.</i> , 1989
	vissen Pimephales promelas	larve	LC ₅₀ -65 h	1,8 µg/l	Oris & Giesy, 1987
	algen Anabaena flos-aquae	-	EC ₅₀ -4d	580 µg/l	Phipps <i>et al.</i> , 1984
Naphthaleen	MARIEN bacterioplankton	-	EC ₅₀ -biochemie - 2,2 d MIC - 2,2 d*	13.880 µg/l 1.000 µg/l	Hudak & Fuhrman, 1988 //
	bacteria Serratia marnorubra	-	EC-lag fase	11.000 µg/l	Calder & Lader, 1976
	mollusken Mytilus edulis	adult	EC ₅₀ -voeding	740-1.150 µg/l	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	- crustaceeën Amphipoden Artemia salina	 adult adult	LC ₅₀ -48h QSAR LC ₅₀ -poriewater 10 d LC ₅₀ -24h	5mg/l 3.500 µg/l 10.600 µg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984 Swartz <i>et al.</i> , 1995 Abernethy <i>et al.</i> , 1986
	Daphnia magna Daphnia pulex Gammarus minus Anneliden Neanthes arenaceodentata	- - - Adult	L(E)C ₅₀ -48h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -4d	2,2mg/l 1mg/l 3,9mg/l 3.800 µg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984, in Slooff, 1989 Trucco <i>et al.</i> , 1983, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984 Rossi & Neff, 1978

	algen Chlorella vulgaris Selenastrum capricornutum Nitzschia palea Nitzschia palea phytoplankton (natuurlijke populatie) insecten Aedes aegypti Chironomus tentans Stomatochlora cingulata vissen Gambusia affinis Mycorhyngus kisutch Mycorhyngus kisutch Pimephales promelas Salmo gairdneri Parotherodon mossambicus Amfibieën Rana pipiens Kenopus laevis	- - - - - - - - - - - - - -	EC ₅₀ -48h EC ₅₀ -4h EC ₅₀ -4h EC ₅₀ -1h EC ₅₀ -2h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -72h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -96h	33mg/l 3mg/l 2,8mg/l 15mg/l 10mg/l >6,7mg/l 2,8mg/l 2mg/l 150mg/l 3,2<C<5,6mg/l 2,1mg/l 2mg/l 1,6mg/l 7,9mg/l >6,7mg/l 2,1mg/l	Kauss I Hutchinson, 1975 Milleman <i>et al.</i> , 1984, in Slooff, 1989 // Kusk, 1978, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kusk, 1981, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984 Correa & Coler, 1983 Wallen <i>et al.</i> , 1957, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Holland <i>et al.</i> , 1964, in Sloof <i>et al.</i> , 1989 Moles <i>et al.</i> , 1981, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984 DeGraeve <i>et al.</i> , 1982 Dange & Masurekar, 1982 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Edmisten & Bantle, 1982
Fluoreen	Anneliden Neanthes arenaceodentata	onvolwassen	LC ₅₀ -4d	1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	Crustaceeën	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	270 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	MARIEN				

Pyreen	Bacteriën Vibrio parahaemolyticus	-	EC-lag fase	45 µg/l	Calder & Lader, 1976
	Crustaceeën Amphipoden	Adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	14 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Artemia salina	adult	LC ₅₀ -24 h	0,1 mg/l (= oplos- baarheidsgrens)	Abernethy <i>et al.</i> , 1986
	Mollusken Mytilus edulis	adult	EC ₅₀ -voeding	> 40 µg/l (oplos- baarheidsgrens in zeewater bij 15 C)	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	ZOETWATER				
	insecten Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -1 d	35 µg/l	Borovsky <i>et al.</i> , 1987 in Pilli <i>et al.</i> , 1988
	vissen Gambusia affinis Pimephales promelas	adult -	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -3 h	2,6 µg/l 25,6 µg/l	Verschueren, 1983 Oris & Giesy, 1987
Benzo(ghi)peryleen	ZOETWATER				
	crustaceeën Daphnia magna	-	LC ₅₀ -12 h	0,2 µg/l	Newsted & Giesy, 1987
Chryseen	MARIEN				
	algen Antithamnion plumula	-	EC ₅₀ (groeistimulatie)	300 µg/l	Boney, 1974
	anneliden				

	Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ -4d	> 1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	crustaceeën amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	6,6 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Dibenz(a,h)antracene	ZOETWATER anneliden Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ - 4 d	> 1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	crustaceeën Daphnia magna	-	LC ₅₀ -3 h	0,4 µg/l	Newsted & Giesy, 1987
Benzo(b)fluoranthene	ZOETWATER crustaceeën amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	0,38 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Benzo(k)fluoranthene	ZOETWATER crustaceeën Daphnia magna	-	LC ₅₀ -12 h	1,4 µg/l	Newsted & Giesy, 1987
	amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	0,17 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Acenaphtheen	MARIEN algen Antithamnion plumula	-	EC3-groei	300 µg/l	Boney, 1974
	anneliden Neanthes arenaceodentata	juveniel -	LC ₅₀ -4 d	16.440 µg/l 3.600 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Horne <i>et al.</i> , 1983
	mollusken Crepidula fornicata	larve	LC ₅₀ -4 d	3.436 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	Mytilus edulis	adult	EC ₅₀ -voeding	280-510 g/l	Donkin <i>et al.</i> , 1989

	crustaceeën Mysidopsis bahia	juveniel	LC ₅₀ -4d GMAV**	160 tot 970 µg/l 317,7 µg/l	EG&G Bionomics, 1982 Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	Leptocheirus plumulosus	juveniel adult	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -poriewater - 10 d	1.125 µg/l 1.496 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Ampelisca abdita	adult	LC ₅₀ -4 d	589,4 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1991 in EPA, 1991a
	Palaemonetes pugio	larve	LC ₅₀ -4 d	677 tot 1.697 µg/l	Horne <i>et al.</i> , 1983 en Thursby, 1991
	Crangon septemspinosus	-	LC ₅₀ -4 d	245 µg/l	//
	Amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	970 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Eohaustorius estuarius	adult	LC ₅₀ -poriewater - 10 d	708 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Echinodermen Arbacia punctulata	embryo	LC ₅₀ -4 d	8.163 µg/l	Thursby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	vissen: Cyprinodon variegatus	juveniel adult	LC ₅₀ -4 d	2.300 µg/l 3.100 µg/l	Heitmuller <i>et al.</i> , 1981 Ward <i>et al.</i> , 1981
	Menidia beryllina	juveniel -	LC ₅₀ -4 d	5.564 µg/l 2.300 µg/l	Thursby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Horne <i>et al.</i> , 1983
Antraceen	MARIEN				
	Micro-organismen	-	EC ₅₀	> 75 µg/l	Walker, 1989
	algen Anthithamnion plumula	-	EC ₂₀ -groei	300 µg/l	Boney, 1974

	crustaceeën				
	Artemia salina	adult	LC ₅₀ -24 h LC ₅₀ -3h	> 50 µg/l = oplosbaarheidsgrens 20 µg/l	Abernethy <i>et al.</i> , 1986 Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Daphnia pulex Daphnia magna	adult adult	EC ₅₀ -beweging LC ₅₀	754 µg/l 35 – 3.030 µg/l	Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Slooff <i>et al.</i> , 1989
	//	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	180 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Daphnia magna Daphnia magna Daphnia pulex mollusken		LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -2h EC ₅₀ -24h	0,035mg/l 0,02mg/l 0,001mg/l	Abernethy <i>et al.</i> , 1986, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1985, 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Geiger & Allred & Giesy, 1985, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Mytilus edulis	45 – 50 mm	EC lysosomale activiteit	< 10 µg/l	Moore & Farrar, 1985
	vissen				
	Pimephales promelas (zoetwater)	adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -1d	19,1 µg/l 360 µg/l	Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Lepomis macrochirus (zoetwater) Pimephales promelas Insecten Aedes aegypti	Adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -48h	5 -46 µg/l 0,36mg/l 0,027mg/l <0,001mg/l	Oris & Giesy, 1986 Kagan <i>et al.</i> , 1985, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Oris <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Borovsky <i>et al.</i> , 1987

	Aedes aegypti Aedes taeniorhynchus Culex quinquefasciatus		LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h	0,26mg/l 0,037mg/l	Borovsky <i>et al</i> , 1987 Borovsky <i>et al</i> , 1987
	Amfibieën Rana pipiens Rana pipiens		LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -5h	0,11mg/l 0,025mg/l	Kagan <i>et al</i> , 1985, 1987 Kagan <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Fluorantheen	Mariene algen Skeletonema costatum		EC ₅₀ -4d	45.000 µg/l	in Slooff <i>et al</i> ., 1989
	Algen Selenastrum capricornutum		EC ₅₀ -96h	54mg/l	US EPA, 1980, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Amphipoden				
	Amphipoden Rhepoxynius abronius	adult	4 verschillende sedimenten LC ₅₀ -10 d poriewater totaal LC ₅₀ -10 vrij poriewater LC ₅₀ poriewater LC ₅ poriewater LOEC-acute poriewater LC ₁₀₀ - 4d	16,1 µg/l 13,45 µg/l 22,7 – 29,4 µg/l 12 µg/l 40 µg/l 62 µg/l	De Witt <i>et al</i> ., 1991 in EPA, 1991b EPA, 1980 Swartz <i>et al</i> ., 1989
		adult	LC ₅₀ -poriewater-10d	23,8 µg/l	Swartz <i>et al</i> ., 1990
	amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	29 µg/l	Swartz <i>et al</i> ., 1995
	Ampelisca abdita	juveniel	LC ₅₀ -4 d	66,93 µg/l	Champlin & Poucher

	Wormen Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ -4 d	500 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	Weekdieren Mulinia lateralis	juveniel	LC ₅₀ -4 d	10.710 µg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b
	Schaaldieren Mysidopsis bahia	juveniel	LC ₅₀ -4 d testen LC ₅₀ -4d	10, 7 µg/l 40 µg/l	EPA, 1991b Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Artemia salina	adult	LC ₅₀ -3 h	40 µg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Paleomonetes pugio Daphnia magna Daphnia magna	juveniel	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -2h	21,55 µg/l 142,5 µg/l 320mg/l 0,004mg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b LeBlanc, 1980, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1985, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Echinodermata Arbacia punctulata	embryo	LC ₅₀ -4 d	3,9 µg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b
	Vissen Cyprinodon variegatus Lepomis macrochirus Pimephales promelas	juveniel	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -24h	158,8 µg/l 172 g/l 560.000 µg/l 4mg/l 0,1mg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b // Heitmuller <i>et al.</i> , 1981 Buccafusco <i>et al.</i> , 1981, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989

	Menidia beryllina Amfibieën Rana pipiens	juveniel	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -24h	13,05 - 616,6 µg/l 0,09mg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b Kagan <i>et al</i> , 1985, 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Schaaldieren Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -1d	10 µg/l	Borovsky <i>et al.</i> , 1987 in Pilli <i>et al.</i> , 1988
	Daphnia magna Insecten Aedes aegypti Aedes taeniorhynchus Aedes quinquefasciatus	-	LC ₅₀ -11 h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h	9 µg/l 0,01mg/l 0,05mg/l 0,04mg/l	Newsted & Giesy, 1987 Borovsky <i>et al</i> , 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Borovsky <i>et al</i> , 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Phenantreen	Bacterioplancton	-	EC ₅₀ -biochemie 3,2 d MIC - 3,2 d	962 µg/l 100 µg/l	Hudak & Fuhrman, 1988 //
	Algen phytoplankton natuurlijke populatie Ankistrodesmus plumula Phaeodactylum tricornutum Nitzschia palea Selenastrum capricornutum Nitzschia palea		EC ₅₀ -2h assimilatie EC-groei EC ₅₀ -2 h assimilatie EC ₅₀ -4h EC ₅₀ -4h EC ₅₀ -4h	500 µg/l 300 µg/l 500 - 1.000 µg/l 700 - 1.200 µg/l 0,9mg/l 0,9mg/l	Kusk, 1981 Boney, 1974 Kusk, 1981 // Milleman <i>et al</i> , 1984 //

	Annelida Neanthes arenaceodentata	onvolwassen	TL _m - 4 d	600 µg/l	Rossie & Neff, 1978
	Dinophilus gyrotilatus	juveniel	LC ₅₀ -4d	185,4 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 in EPA, 1991c
	Crustacea Artemia sp. Rhithropanopea harrissii Balanus amphitrite niveus Chtamalus fragilis	- larve -	EC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ LC ₅₀ -1h	0,68 µg/l 200 - 300 µg/l 500 µg/l 70% oplosbaarheid	Abernethy <i>et al.</i> , 1986 Laughlin & Neff, 1979 in 1 Anoniem, 1986 in 1 Winters <i>et al.</i> , 1977 in 1
	Mysidopsis bahia	juveniel	LC ₅₀ -4d	17,7 µg/l 27,10 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 Kuhn & Lussier, 1987 in EPA, 1991c
	Palaemonetes pugio	adult	LC ₅₀ -4d	145,4 - 200,8 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 in EPA, 1991c
	Pagurus longicarpus Daphnia magna Daphnia magna Daphnia pulex Daphnia pulex Gammarus minus	adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -2h L(E)C ₅₀ -48h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -48h	163,7 µg/l 0,2mg/l 0,45mg/l >1,1mg/l 0,1mg/l 0,5mg/l	Battelle Ocean Science, 1987 Abernethy <i>et al.</i> , 1986 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Geiger & Buikema, 1981 Trucco <i>et al.</i> , 1983, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Amphipoden	adult	QSAR LC _{50-poriewater} -10d	240 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Eohaustorius estuarius	adult	LC _{50-poriewater} - 10 d	158 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995

	Leptocheirus plumulosus	adult	LC ₅₀ -poriewater - 10 d LC ₅₀ -4d	309 µg/l 198,4 µg/l	De Witt <i>et al.</i> , 1992 Swartz, 1991 in EPA, 1991c
	Echinoidea: Diadema antillarum		EC-verkalking	500 µg/l	Anoniem, 1986 in 1
	Gastropoda Littorina littorea	adult	EC-lysosomale membranen	40 - 400 µg/l	Pipe & Moore, 1986 in 1
	Nassarius obsoletus	adult	LC ₅₀ -4d	> 245 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 in EPA, 1991c
	Molluscan Mytilus edulis Onthamalus fragilis	40-50 mm 45-50 mm embryo	EC ₅₀ -voedselopname EC-lysosomal act. EC ₅₀ -1h	110 - 200 µg/l 100 µg/l 530 µg/l	Donkin <i>et al.</i> , 1989 Moore & Farrar, 1985 Donahue <i>et al.</i> , 1977 in 1
	Vissen Petromyzon marinus	larve	NOEC-12h	5.000 µg/l	Anoniem, 1986 in 1
	Cyprinodon variegatus	juveniel adult	LC ₅₀ -4d	> 245 µg/l 429,4 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 //
	Menidia menidia Insecten Aedes aegypti Chironomus tentans Amfibieën	adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -48h	108 µg/l 0,5mg/l 0,5mg/l	Battelle Ocean Science, 1987 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984

	Rana pipiens		LC ₅₀ -24h	>6,7mg/l	Kagan <i>et al</i> , 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989
--	--------------	--	-----------------------	----------	--

** MIC = minimum inhibitie concentratie

** GMAV = geometrisch gemiddelde van acute waarden binnen in het genus

PAK	Organismen	levensstadium	parameter	concentratie	referentie
Benzo(a)pyreen	aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	1,2 µg/l	Burmaster <i>et al.</i> , 1991
	Algen Selenastrum capricornutum	-	EC-7d	2,5 - 44 µg/l	Cody <i>et al.</i> , 1984 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Vissen Pimephales promelas Salmo gairdneri Lepomis macrochirus Amfibieën Pleurodeles waltl	juveniel embryo-juveniel juveniel stage 53 larvae	EC-cytotoxisch 40 d LC-60 tot 365 d EC-cytotoxisch 40 d NOEC-1w	1 µg/l 0,1 - 18 µg/l 1 µg/l 0,1mg/l	Pratt <i>et al.</i> , 1988 in Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Black <i>et al.</i> , 1988 in Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Shugart <i>et al.</i> , 1988 in Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Siboulet <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
Acenaphtheen	Schaaldieren Mysidopsis bahia	juveniel adult	NOEC LOEC-voorplanting	100 - 240 µg/l 44,6 µg/l 340 µg/l 91,8 µg/l	Horne <i>et al.</i> , 1983 Thursby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Horne <i>et al.</i> , 1983 Thursby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	Vissen Cyprinodon variegatus	embryo juveniel adult	NOEC NOEC LOEC-voortplanting	240-520 µg/l 1.000 µg/l 970 µg/l	Ward <i>et al.</i> , 1981 Heitmuller <i>et al.</i> , 1981 Ward <i>et al.</i> , 1981
Benz(a)antraceen	zoetwatalgen Anabaena flos-aquae	-	EC ₅₀ -14 d	14 µg/l	Bastian & Toetz, 1982
	aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	3 µg/l	Burmaster <i>et al.</i> , 1991

Naphthalen	vissen Oncorhynchus kisutch Eropterus salmoides Oncorhynchus kisutch Pimephales promelas Patherodon mossambicus Patherodon mossambicus Salmo gairdneri	Adult 4d post hatching 30d post hatching 3g 25 ± 1,5g 4d post hatching	ACR (acute-chronische ratio) LC ₅₀ -1 week NOEC-6w NOEC-4w NOEC-10w NOEC-10w LC ₅₀ -4w	6 - < 29 0,51mg/l 0,37mg/l 0,45mg/l <0,9mg/l <2,3mg/l 0,11mg/l	Kenaga, 1982 Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Moles <i>et al</i> , 1981, in Slooff <i>et al</i> , 1989 DeGraeve <i>et al</i> , 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Dange & Masurekar, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Dangè, 1986, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Fluorantheen	Schaaldieren Mysidopsis bahia	levenscyclus adulten levenscyclus	NOEC LOEC LOEC ACR (acute/chronische ratio) NOEC	0,1 tot 11 µg/l 18,8 µg/l 21,0 µg/l 3 12 µg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b EG&G, 1978 in EPA, 1991b Kenaga, 1982 EPA, 1980 in Slooff <i>et al</i> ., 1989
	Amphipoden Rhepoxinius abronius	adult	LOEC-poriewater	16 µg/l	Swartz <i>et al</i> ., 1989
	aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	13 µg/l	Burmester <i>et al</i> ., 1991
Fluoreen	Lepomis macrochirus (zoetwatervis)	adult	MATC (max. aanvaarbare toxicant concentratie)_ NOEL	67 µg/l	Sun <i>et al</i> ., 1995
Phenanthreen	Algen Anabaena flos-aquae Schaaldieren Mysidopsis bahia	 levenscyclus	 NOEC-2w LC ₁₀₀ NOEC-overleving, groei, re- productie	 0,6mg/l 11,9 µg/l 5,5 µg/l	 Bastian & Toetz, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Kuhn & Lussier, 1987 in EPA, 1991c //

	Daphnia pulex		ACR = 3,33 NOEC	0,11mg/l	EPA, 1991c Geiger & Buikema, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Rhitropanopeus harrisi	zoea-megalops	NOLC-7d EC-30 d op groei	150 µg/l 25 - 100 µg/l	Laughlin & Neff, 1979 in 1 Anoniem, 1986 in 1
	Vissen Eropterus salmoides Salmo gairdneri	4d post hatching 4d post hatching	LC ₅₀ -1w NOEC	0,18mg/l 0,03mg/l	Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Chryseen	Algen Anabaena flos-aquae		NOEC	0,001mg/l	Bastian & Toetz, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Benz(a)antraceen	Algen Anabaena flos-aquae		NOEC	0,003mg/l	Bastian & Toetz, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Pyreen	Aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	13 µg/l	Burmester <i>et al.</i> , 1991

PAK	Organismen	parameter	concentratie	
Acenaphtheen	amphipoden Eohaustorius estuarius	LC ₅₀ 10 d verschillende slibsoorten	1.630 - 4.330 µg/g OC	Swartz, 1991 in EPA, 1991a
	Leptocheirus plumulosus		7.730 - > 23.500 µg/g OC	//
Fluorantheen	Amphipoden Rhepoxynius abronius	4 verschillende sedimenten LC ₅₀ sediment 0,2 % O.C	3,4 µg/g sediment dg	Swartz <i>et al.</i> , 1990

		LC ₅₀ sediment 0,5 % O.C LC ₅₀ op org. koolstof LC ₅₀ -10 d 4 slibsoorten	10,7 µg/g sediment dg 1.600-2.140 µg/g OC 3.305 µg/g OC	EPA, 1980 De Witt <i>et al.</i> , 1991 in EPA, 1991b
	Corophium spinicorne	LC ₅₀ sediment met 0,2 % O.C.	5,1 µg/g sediment d.g.	Swartz <i>et al.</i> , 1990
Phenanthreen	Amphipoden Eohaustarius estuarius Leptocheirus plumulosus	LC ₅₀ -10 d LC ₅₀ -10 d	3.820-4.050 µg/g o.c. 6.490-8.200 µg/g o.c.	Swartz, 1991 in EPA, 1991c Swartz, 1991 in EPA, 1991c

	levenssta- dium	PAK's	belangrijkste testcondi- ties	Testparameter	effectconcentratie	referentie
Acute toxiciteit						
Leiostomus xanthurus	juveniel	22	vissen in kontakt met sediment, S = 15‰, T = 25,8 C	LC ₅₀ -2 h LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -28 d	21.200 µg/g ± 12.000 µg/g ± 600 µg/g	Roberts <i>et al.</i> , 1989 // //
Chronische toxiciteit						
Pseudopleuronectes americanus	adult, _	naphaleen, fluoreen, phe- nantreen py- reen	blootstelling aan sedi- ment in verschillende concentraties gedurende 4 maanden	EC-immunologisch systeem EC-mixed function oxygease activiteit EC-conditie index (lever) EC-leverhypertrofie	25-50 µg/g sediment 1 µg/g sediment 38-44 µg/g sediment vanaf 525 µg/g	Payne & Fancey, 1989 Payne <i>et al.</i> , 1988 // //
Clupea harengus	eistadium larven	mengsel uit verweerde olie	PAK oplosbare fractie, blootstelling over 16 d in zeewater	LOEC- 16 d LOEC-16 d LOEC-16 d	8 µg/l 0.7 µg/l 0.4 µg/l	Carls <i>et al.</i> , 1999 // //

Salmo species	larve	mengsel uit verweerde olie	PAK oplosbare fractie	LOEC	1.0 µg/l	in Carls <i>et al.</i> , 1999
---------------	-------	----------------------------------	-----------------------	------	----------	-------------------------------

Ecotoxicologische data van verschillende types minerale oliën voor zoet-, zout- en brakwatermilieu

Type Minerale olie	SPECIES		EFFECT	RESULTAAT	Referentie
RUWE OLIE	<u>Crustaceans</u> <i>Penaeus aztecus</i> postlarvae	olie in water	LC ₅₀ -96 h	> 58 mg/l	Anderson et al., 1976 in 1
	<i>Pachygrapsus marmoratus</i> larvae	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	< 1 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	<i>Mysidopsis almyra</i> adult: 2 verschillende oliën	olie in water olie in water dispersie	LC ₅₀ -48 h	18-25 mg/l 37,5-63 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	<i>Palaemonetes pugio</i> adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie water oplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	1.650-9.000 mg/l 36-62 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	<i>Homarus americanus</i> larvae	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1.8 - 27 mg/l	Wells, 1972 in 1
	<i>Daphnia magna</i> (zoetwater)	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -2d EC ₅₀ -2d	6.3 - 12.1 mg/l 1.1 - 2.2 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	<i>Artemia salina</i>	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -1d EC ₅₀ -1d	10,6 - 19,3 mg/l 8,2 - 15,0 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	<i>Onisismus affinis</i>	sediment	EC-ontwikking sediment	3,33 ml olie/kg sediment	Percy, 1977 in Rand, 1984
	<i>Strongylocentrotus</i> sp. eieren <i>Strongylocentrotus</i> sp. eieren	ruwe olie residu	NOEC-ontwikkeling-4d EC-ontwikkeling 4 d	> 30 mg/l 5 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	9 mariene crustacea	Cook inlet ruwe olie oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,87 - > 10,58 mg/l geom. gem. > 4,1 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	<u>Vissen</u> <i>Gadus morhua</i> eieren	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	2,6 - 19,0 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	<i>Rhombus macoticus</i> eieren	water oplosbare fractie	EC-10 d act.	12 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	<i>Clupea harengus</i> larvae	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	30 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	<i>Mugil cephalus</i> adult	totaal	LC ₅₀ -48 h	30 g/l	Mori & Masuda, 1982 in 1
	<i>Kareius bicoloratus</i> adult	totaal	LC ₅₀ -96 h	90 g/l	Mori & Masuda, 1982 in 1
	<i>Cyprinodon</i> var. adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	33->80 g/l 43-78 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	<i>Mallotus villosus</i> larven en embryo's	wateroplosbare fractie	mortaliteit	1,3-7,1 mg/l	Paine et al., 1992 in Reish et al., 1993

	Menidia beryllina adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	5 - 15 g/l 38-69 mg/l	Anderson et al., 1974 in I
	Fundulus similis adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	6.0 - 14.8 g/l 38-71 mg/l	Anderson et al., 1974 in I
	Salmo salar	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	99 mg/l	Spehar et al., 1979
	Oncorhynchus gorbuscha	wateroplosbare fractie	EC-ontwijking	1,5 mg/l	Rice, 1973 in Rand, 1984
	Gadus Morhua larven	Ekofisk ruwe olie wateroplosbare fractie	LC ₁₀₀ -4d	5,1 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Platichthys flesus larven	Ekofisk ruwe olie residu wateroplosbare fractie	LC ₁₀₀ -4d	10 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Pimephales promelas (zoetwater)	Alberta ruwe olie	LC ₅₀ -4 d	2,5 µl/l emulsie	in Whitticar et al., 1993
	9 mariene vissoorten	Cook inlet ruwe olie oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	1,22 - > 11,72 mg/l geom. gem. > 3,25 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	Molluscan Crassostrea angulata eieren en larvae	wateroplosbare fractie	EC-hatch.+mob	100 mg/l	Renzoni et al., 1973 in I
	Crassostrea gigas eieren en larvae	wateroplosbare fractie	EC-hatch.+mob	100 mg/l	Renzoni et al., 1973 in I
	Mytilus galloprov. eieren en larvae	wateroplosbare fractie	EC-hatch.+mob	100 mg/l	Renzoni et al., 1973 in I
	13 mariene mollusken	Cook inlet ruwe olie oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	3,94 - > 10,58 mg/l geom. gem. > 6,8 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	Echinodermen Melitta quinquesperforata		EC-deling embryo EC-ontwikkeling larve	50 % extract > 50 %	Winters et al., 1977 //
ZWARE STOOK- OLIE	Crustaceans Oithona nana larvae	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	< 1 mg/l	Mironov, 1969 in I
	Pachygrapsus marmaratus larvae	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	< 1 mg/l	Kühnhold, 1977 in I
	Vissen Lateolabrax japonicus eieren	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	320-560 mg/l	Mori et al., 1983 in I
	Palatichthys olivaceus eieren	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -24 h	150-> 1.000 mg/l	Mori et al., 1983 in I
	Oplegnathus fasciatus eieren	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -24 h	28-> 1.000 mg/l	Mori et al., 1983 in I
	Kareius bicoloratus adult	totaal	LC ₅₀ -48 h	22->90 g/l	Mori & Masuda, 1982 in I
	Echinodermata				

	Strongylocentrotus sp. eieren	wateroplosbare fractie	EC-ontwikkeling	3-5 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
MINERALE OLIE (algemeen)	<u>Protozoans</u> Tetrahymena pyriformis	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -12 h LC ₀ -24 h	3.2 mg/l 0.64 mg/l	Moravcova, 1976 in 1
BUNKER OLIE	<u>Polychaeten</u> Neanthes arenaceodentata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -4d	4,6 mg/l 3,6 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	Capitella capitata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,9 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	<u>Crustaceans</u> Penaeus aztecus postlarvac	olie in water dispersie	LC ₅₀ -96 h	1.9 - 9.4 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Mysidopsis almyra adult	olie in water dispersie	LC ₅₀ -48 h	0.9 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Palaeomonetes pugio adult	olie in water dispersie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2.8 mg/l 2.6 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Eendemossel larven	wateroplosbare fractie	EC-1h	33 %	Winters et al., 1977
	<u>Vissen</u> Cyprinodon variegatus adult	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	4.4 mg/l 3.1 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Menidia beryllina adult	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2.7 mg/l 1.9 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Fundulus similis adult	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2.27 mg/l 1.69 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
STOOKOLIE	<u>Polychaeten</u> Neanthes arenaceodentata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	2,7 mg/l	Rossi et al., 1976
	Capitella capitata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	2,3 mg/l	Rossi et al., 1976
	Nereis vexillosa	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 3,36 mg/l	Rice et al., 1979
	<u>Mollusken</u> Mytilus edulis	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 4,2 mg/l	Rice et al., 1979
	Thais lima	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 8,2 mg/l	Rice et al., 1979
	<u>Crustaceans</u> Penaeus aztecus postlarvac	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	9,4 mg/l 9,4 mg/l	Anderson et al., 1976 in 1
	Pachygrapsus marmaratus larvae	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	Mysidopsis bahia adult	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	12.5 - 140 mg/l	Breteler et al., 1988 in 1

	Mysidopsis almyra adult	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	1.3 mg/l 1.3 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Palaemonetes pugio adult	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	3.4 mg/l 3.4 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Orchomene pinguis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	> 1,74 mg/l	Rice et al., 1979
	Crangon alaskensis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	0,36 mg/l	Rice et al., 1979
	Paralithodes camtschayica	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	0,81-1,02 mg/l	Rice et al., 1979
	Eualus suckleyi	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1,10 mg/l	Rice et al., 1979
	Acanthomysis pseudomacropis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1,10-2,3 mg/l	Rice et al., 1979
	Artemia salina	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -2d	0,9 -23,7 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	<u>Mollusken</u> Eendemossel larven	wateroplosbare fractie	EC-1h	25 % extract	Winters et al., 1977
	<u>Echinodermen</u> Melitta quinquesperforata	wateroplosbare fractie	EC-deling EC-larve ontwikkeling	4 % extract 20 % extract	Winters et al., 1977
	Leptasterias hexactis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 3,36 mg/l	Rice et al., 1979
	<u>Vissen</u> Acanthopargus schlegeli larvae 1 mo	emulsie	LC ₅₀ -48 h	32 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Acanthopargus schlegeli larvae 3 mo	emulsie	LC ₅₀ -48 h	1.800-2.200 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Paralichthys olivaceus larvae 2 mo	emulsie	LC ₅₀ -48 h	190-320 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Kareius bicoloratus larvae 1 d	emulsie	LC ₅₀ -48 h	72-140 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Cyprinodon variegatus adult	olie in water emulsie olie in water	LC ₅₀ -48 h	200 mg/l 43 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Menidia beryllina adult	olie in water emulsie olie in water	LC ₅₀ -48 h	125 mg/l 40 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Mugil sp.	emulsie	LC ₅₀ -4d	4 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	Myoxocephalus polyacanthocephalus	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	1,3 - 2,4 mg/l	Rice et al., 1979
	Oncorhynchus larven	emulsie	LC ₅₀ -4d	500 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	Oncorhynchus corbuscha	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,54 -0,97 mg/l	Rice et al., 1979

	Salvelinus malma	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,15 -0,72 mg/l	Rice et al., 1979
	Fundulus similus adult	olie in water emulsie olie in water	LC ₅₀ -48 h	36 mg/l 23 mg/l	Anderson et al., 1974 in l

Minerale olie	organisme	levensstadium	effect	concentratie	referentie
algemeen mariene flora	-	-	NOEC	tot 10 mg/l WOF*	Moore & Dwyer, 1974
ruwe olie-extracten	Echinodermata Strongylocentrotus droebachiensis	embryo	EC-ontwikkeling	3 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Vissen Gadus morhua	embryo en larven	NOEC-ontwikkeling	tot 3 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Copepoden Calanus finmarchicus	adult	LC-6d	1.000 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Mytilus edulis	adult	reductie in groei na 8 maanden blootstelling	125 µg/l	Widdows et al., 1987 in Reish et al., 1989
	Venus verrucosa	adult	reductie in groei + reproductie na 145 d	100 µg/l	Axiak & George, 1987 in Reish et al., 1989
verwerde olie-extracten	Echinodermata Strongylocentrotus droebachiensis	embryo	EC-ontwikkeling	1 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Vissen Gadus morhua	embryo	EC-ontwikkeling-18 d	1 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
weinig verwerde olie	Vissen Clupea pallasii	embryo	LOEC-16 d	9,1 µg/l	Carls et al., 1999
sterk verwerde olie	Vissen Clupea pallasii Oncorhynchus Gorbusha	embryo embryo	LOEC-16 d LOEC	0,4 µg/l 1 µg/l	Carls et al., 1999 Heintz et al., 1999
N 2 Stookolie	macro- en meiobenthos	-	EC-abondantie na 25 w	0,19 mg/l	Grassle et al., 1981 in Farke & Günther, 1984

Ecotoxiciteitsgegevens voor tributyltinverbindingen in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

marien organisme	verbinding	Levenstadium organisme	gemeten effect	concentratie (uitgedrukt in Sn/l)	referentie
fouling organismen	TBT	-	LC ₁₀₀ -90 d	0,2 µg/l	Evans & Smith, 1975
algen					
Thallasia testudinum (zeegras)	TBT	-	NOEC-12 w EC-biomassa 12 w	0,2 µg/l 50 µg/l	Macauley et al., 1990 in Reisch et al., 1991
Scenedesmus pannonicus*	TBTO		NOEC-4d	32µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
Chlorella pyrenoidosa*	TBTO		NOEC-4d	18µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
Skeletonema costatum	TBTO	-	LC ₁₀₀ -2 d	5 µg/l	
Weekdieren Lymnaea stagnalis*	TBTO	3mnd	NOEC-33d	0,32µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
Bryozoa Schizoporella errata	TBT	-	LC ₅₀ -68 d	0,1 µg/l	
Coelenterata Aiptasia pulchella	TBT		LC-26 d	0,5 µg/l	

Haliplanella luciae Laomedea flexuosa			NOEC-26 d EC-kolonisatie	2,5 µg/l 0,5 µg/l	
Wormen Sabellastarte sanctijosephi	TBT	adult	LC-60 d	0,04 µg/l	
Echinodermata Ophioderma brevispina	TBT	adult	EC-armregeneratie	0,01 - 0,1 µg/l	
Tweekleppigen					
Mytilus edulis	TBTO	larve adult	LC ₅₀ -15 d EC-groei EC-groei LC ₁₀₀ -14 d	± 0,04 µg/l 0,004 µg/l 0,08 µg/l 1,1 µg/l	Beaumont & Budd, 1984 Lawler & Aldrich, 1987 Stromgren & Bongard, 1987 in Maguire, 1987 Thain, 1986
	TBT	adult	EC ₅₀ 18h immunosuppressie EC ₅₀ -66d schelpgroei EC ₅₀ -66d lichaamsgewicht LC ₅₀ -66d	5*10 ⁻⁵ M 0,1 - 0,3 µg/l 0,3 - 0,8 µg/l 0,4 µg/l	Bouchard <i>et al.</i> , 1999 Valkirs <i>et al.</i> , 1987
Mactromeris polynyma	TBT		EC ₅₀ 18h immunosuppressie	3,8*10 ⁻⁶ M	Bouchard <i>et al.</i> , 1999
Mya arenaria	TBT		EC ₅₀ 18h immunosuppressie	4,5*10 ⁻⁶ M	Bouchard <i>et al.</i> , 1999
Crassostrea gigas	TBTAc	adult	NOEC	0,007 µg/l	His & Robert, 1983
	TBT	Larve	NOEC-4 d activiteit LC ₉₃ -4 d	5 µg/l 50 µg/l	Labare <i>et al.</i> , 1997

	TBTF	adult	LC ₁₀₀ -50 d LC ₃₀ -110 d	0,8 µg/l (geraamd) 0,8 µg/l (geraamd)	Alzieu, 1981 //
	TBT	larve adult	NOEC-4 d zwem-activiteit LC ₉₃ -4 d EC-metamorfose EC-groei EC-spat productie EC-konditie 57 d	5 µg/l 50 µg/l >0,02 µg/l 0,1 µg/l 0,02 µg/l 0,1 µg/l	Labare et al., 1997 Thain, 1986
	TBTO	adult larven	EC-groei EC-schelpverdikking EC-groei	0,3 µg/l 0,03 µg/l 0,004 µg/l	Waldock & Thain, 1983 // Lawler & Aldrich, 1987
	TBTO	larven	EC-schelpgroei 56 d	0,15 µg/l	Page & Widdows, 1991
Crassostrea virginica	TBT	adult	LC ₅₀ -30d EC-algemene gezondheid	1,0 µg/l 0,04 µg/l	Henderson, 1986 //
	TBTO	postlarve	LC ₅₀ -25 d	7,5-10 µg/l	
Ostrea edulis	TBTO	embryo adult	EC-ontwikkeling EC ₁₀₀ -larvenproductie	0,02 µg/l 0,2 µg/l	
Mercenaria mercenaria	TBT	veliger larve adult	LC ₅₀ -15 d EC-imposex	0,1 µg/l 0,002 µg/l	
Ilyanassa obsoleta	TBT	adult	EC ₁₀₀ -imposex	0,02 µg/l	

Schaaldieren					
<i>Acartia tonsa</i>	TBT	adult eistadium	EC-eiafleg EC-eiontwikkeling	0,01 µg/l 0,023 µg/l	
<i>Gammarus oceanicus</i>	TBT	larven	EC-overleving 8 w	0,3 µg/l	
<i>U. pugilator</i>	TBTO	adult	vertraagde pootgeneratie	0,1 µg/l	Weis et al., 1987
Vissen					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	TBT	adult juveniel	LC ₅₀ -21 d LC	0,96 µg/l 0,24 µg/l	
	TBTO	subadult adult	NOEC-groei LC ₅₀ -14 d LC ₅₀ -21 d	1 µg/l 0,4 µg/l 0,4 µg/l	Ward et al., 1981
<i>Menidia beryllina</i>	TBT	larven	EC-25 d groei	0,093 µg/l	
<i>Oryzias latipes*</i>	TBTO	<6h (eieren)	NOEC 104d	1 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
<i>Poecilia reticulata</i>	TBTO	3 à 4 weken	NOEC 91d	0,32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
<i>Salmo gairdneri</i>	TBTO	-	NOEC	< 0,2 µg/l	
	TBTCl	larven	EC-groei	0,4 µg/l	Seinen et al., 1981 in Maguire,

					1987
Zoetwaterorganismen					
Crustacea Daphnia magna //	TBTO	24h <1d	NOEC 21d NOEC-20d	0,16mg/l	Kuhn et al, 1989, in RIVM, 1990 Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990
Vissen Oryzias latipes Poecilia reticulata	<6h (eieren) 3-4w	1 µg/l 0,32 µg/l	NOEC-104d NOEC-91d	1 µg/l 0,32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990 //
Mollusken Lymnaea stagnalis		3 mnd	NOEC-33d	0,32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990
Algen Chlorella pyrenoidosa Scenedesmus pannonicus			NOEC-4d NOEC-4d	18 µg/l 32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990 //
Phytoplankton species	TBTO	-	LOEC-8 species LOEC-9 species NOEC-3 species	5 µg/l 50 µg/l > 50 µg/l	Hörnström, 1990

marien organisme	verbinding	levenstadium organisme	gemeten effect	concentratie (uitgedrukt in Sn/l)	referentie
algen					
Skeletonema costatum	TBTO	-	EC ₅₀ -groei EC ₁₀₀ -2 d groei LC ₁₀₀ -2 d IC-groei	0,06 µg/l 0,02 µg/l 1,00 µg/l 0,33 µg/l	Walsh et al., 1985 Beaumont & Newman, 1986 //
	TBT	-	IC-groei EC ₁₀₀	0,1 µg/l 1 µg/l	
	TBTAc	-	IC-groei	0,36 µg/l	
	TBT-halide	-	IC-groei	0,25-0,5 µg/l	
Thallasiosira pseudonana	TBTO	-	EC ₅₀ -groei	0,18 µg/l	Walsh et al., 1985
	TBT	-	EC ₅₀ -groei	1,15 µg/l	
P. lutheri	TBTO	-	LC ₁₀₀ -2d	1,00 µg/l	Beaumont & Newman, 1986
Gastropoden					
Nucella lapillus	TBT	adult	EC	0,02 µg/l	Bryan et al., 1986
Wormen					

Arenicola cristata	TBTO	adult	LC ₁₀₀ -4 d	0,8 µg/l	Walsh et al., 1986
	TBT	larve	NOEC-7d	> 2 µg/l	
Tweekleppigen					
Mytilus edulis	TBTO	larve larve 7 d oud adult	LC ₅₀ -15 d LC ₁₀₀ -5 d LC ₁₀₀ -14 d EC-groei	± 0,4 µg/l 10 µg/l 1,1 µg/l 0,08 µg/l	Beaumont & Budd, 1984 Thain, 1986 Stromgren & Bongard, 1987
	TBT	adult	EC ₅₀ -66d schelpgroei EC ₅₀ -66d lichaamsgewicht LC ₅₀ -66d EC-groei	0,1 - 0,3 µg/l 0,3 - 0,8 µg/l 0,4 µg/l 0,1 µg/l	Valkirs et al., 1987 // // Thain, 1986
	TBTAc	larve	LC ₅₀ -9 d	1 µg/l	
Crassostrea gigas	TBTAc	adult	LC ₁₀₀ -8 d LC ₁₀₀ -12 d LC ₅₀ -2 d LC ₅₀ -4 d	0,16 µg/l 0,07 µg/l < 5 µg/l 4 µg/l	His & Robert, 1983 //
	TBTO	larven (spat) embryo	EC-O ₂ consumptie + voeding LC ₅₀ -2d	0,01 µg/l 1,6 µg/l	Lawler & Aldrich, 1987
	TBT	adult	LC ₅₀ -4d	290 µg/l	
	TBTF paints	Adult	LC ₁₀₀ -1 maand	0,76 µg/l	Alzieu et al., 1980 in Alzieu, 1996

			LC ₃₀ -113 d LC ₅₀ -25 d	0,08 µg/l 0,19 µg/l	Héral et al., 1983
	TBTO	Adult	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -21 d LC50-48 d	684 µg/l 110 µg/l 0,47 µg/l 0,09 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Waldock et al., 1983 in Alzieu, 1996 Gendron, 1985 in Alzieu, 1996
	TBTO	Juveniel	EC-groeistop EC-O ₂ consumptie EC- opnamesnelheid voedsel EC-vermindering van de zuurstofspanning in het weefsel EC-verkalking	0,6 µg/l 0,02 µg/l 0,007 µg/l 0,004 µg/l < 0,004 µg/l	Thain and Waldock, 1983 in Alzieu, 1996 Lawler and Aldrich, 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO TBTAc	Larven Larven	LC ₅₀ -48 h EC-vruchtbaarheids- inhibitie LC ₁₀₀ -8 d NOEC	0,6 µg/l 35 µg/l 0,17 µg/l 0,007 µg/l	Thain, 1986 in Alzieu, 1996 His and Robert, 1983-5 in Alzieu, 1996
Crassostrea virginica	TBT-paints	Adult	LC ₅₀ -30 d EC-conditionele index verlaging NOEC-conditionele index	1,0 µg/l 0,29 µg/l 0,02 µg/l	Henderson, 1986 in Alzieu, 1996 Valkirs et al., 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO	Juveniel	EC-groei NOEC-groei	0,76 µg/l 0,08 µg/l	Thain, 1986 in Alzieu, 1996

<i>Mercenaria mercenarie</i>	TBT	? (Veligers)	LC ₁₀₀ -7 d LC ₇₀ -8 d	0,4 µg/l 0,2 µg/l	Laughlin et al., 1987 in Alzieu, 1996
	TBT	postlarve	LC ₁₀₀ -25 d LC ₅₀ -25 d	4,0 µg/l 100 µg/l	Laughlin et al., 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO	larve	LC ₅₀ -4 d	0,015 µg/l	
<i>Mytilus edulis</i>	TBTO	Larven	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -15 d LC ₁₀₀ -5 d LC ₁₀₀ -10 d	0,9 µg/l 0,04 µg/l 3,8 µg/l 0,4 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Beaumont and Budd, 1984 in Alzieu, 1996
	TBT	Juveniel	EC-groeivermindering 7 d EC-groei 63 d	0,16 µg/l 28 µg/l	Stromgren et al., 1987 in Alzieu, 1996 Salazar and Salazar, 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO	Adult	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -66 d	114 µg/l 14 µg/l 0,39 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Valkirs et al., 1987 in Alzieu, 1996
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	TBTAc	Larve	LC ₉₅ -3 d LC ₇₀ -5 d LC ₂₅ -9 d	3,5 µg/l 1,7 µg/l 1,0 µg/l	Robert and His, 1981 in Alzieu, 1996
<i>Ostrea edulis</i>	TBTO	Embryo	LC ₅₀ -2 d	2,3 µg/l	
	TBTO	Juveniel	EC ₅₀ -20 d groei	0,02 µg/l	Thain and Waldock, 1983 in Alzieu, 1996
	TBTO	Adult	LC50-48 h/96 h NOEC-groei LC50—48 h 1 d larven	> 114 µg/l / 84 µg/l 0,1 µg/l 1,36 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Thain, 1986 in Alzieu, 1986 Thain and Waldock, 1983 in Alzieu, 1996
<i>Nucella lapillus</i>	TBT		imposex	< 4 x 10 ⁻⁴ µg/l	Gibbs and Bryan, 1987 in Alzieu, 1996
<i>Venerupis decussata</i>	TBTO	Larve (spat)	Geen groei na 7 weken 50 % groei na 7 weken	1,0 µg/l 0,1 µg/l	Thain and Waldock, 1986 in Alzieu, 1996

Schaaldieren					
<i>Eurytemora affinis</i>	TBT	adult	LC ₅₀ -2 d LC ₅₀ -3 d	22 µg/l 0,5 (0,1-3,7) µg/l	Hall et al., 1988 Bushong et al., 1988
<i>Mysidopsis bahia</i>	TBTCI	1 d 5 d 10 d	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d	1,1 µg/l 2,0 µg/l 2,2 µg/l	Goodman et al., 1988 in Reish et al., 1989
<i>Palaemonetes</i> sp.	TBT	subadult	LC ₅₀ -4 d	> 31 µg/l	Bushong et al., 1988
<i>Acartia tonsa</i>	TBT	adult	LC ₅₀ -2 d LC ₅₀ -6 d	1,1 (0,7-2,2) µg/l 0,55 µg/l	Bushong et al., 1988
	TBTO	adult	LC ₅₀ -4 d	0,4 µg/l	U'ren, 1983
<i>Rhithropanopeus harrissii</i>	TBT	larve	LC ₅₀	13-33,6 µg/l	Laughlin & French, 1980
	TBTO	larve	LC ₅₀ -12 d	6,4 µg/l	
<i>Crangon crangon</i>	TBT	adult	LC ₅₀ -4 d	0,5 µg/l	
<i>Homarus americanus</i>	TBTO	adult	LC ₅₀ -1 d	8 µg/l	Laughlin & French, 1980
<i>A. sculpta</i>	TBTO	juveniel	LC ₅₀ -4 d	0,3 µg/l	Valkirs et al., 1987
		adult	LC ₅₀ -4 d	0,7 µg/l	
<i>Eurytemora affinis</i>	TBT	nauplii	TC-6d	< 0,1 µg/l	Hall et al., 1988
<i>Gammarus</i> sp.	TBT	subadult	LC ₅₀ -4 d	1,3 µg/l	Bushong et al., 1988
		adult		5,3 (3,3-7,8) µg/l 5,35 µg/l	Laughlin et al., 1984

<i>Acanthomysis sculpta</i>	TBT	adult	LC ₅₀ -4 d	0,42 µg/l	Davidson et al., 1983 in Bushong et al., 1988
Vissen					
<i>Agonus cataphractus</i>	TBTO		LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	9,88 µg/l 6,08 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996
<i>Brevoortia tyrannus</i>	TBT	juveniel	LC50-96 h	1,7 µg/l	Bushong et al., 1987
	TBTO		Reacties vermijden	2,1 µg/l	Hall et al., 1984 in Alzieu, 1996
	TBT,Cl	juveniel	EC-geen overleving-28 d	0,2 µg/l	Hall et al., 1988 in Alzieu, 1996
<i>Cyprinodon variegatus</i>	TBT TBTO TBTO	subadult - -	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -21 d	25,9 µg/l 1,46-3,1 µg/l 0,36 µg/l	Bushong et al., 1988 Ward et al., 1981 in Bushong et al., 1988 Ward et al., 1981 in Alzieu, 1996
	TBTO	adult	LC ₅₀ -7 d	7,3 µg/l	Hasebe et al., 1982
<i>Dicentrarchus labrax</i>	TBTO	-	LC ₅₀ -96 h	26,3 µg/l	Ambrogi et al., 1982 in Alzieu, 1996
<i>Fundulus heteroclitus</i>	TBTO	embryo	LC ₃₀	1,1 µg/l	Weis et al., 1987 in Alzieu, 1996
<i>Menidia beryllina</i>	TBT TBT,Cl	Larve larve	LC ₅₀ -72 h EC-geen overleving-28 d	1,8 µg/l 0,2 µg/l	Bushong et al., 1987 in Alzieu, 1996 Hall et al., 1988 in Alzieu, 1996
<i>Morone saxatilis</i>	TBTO	-	Reacties vermijden	9,46 µg/l	Hall et al., 1984 in Alzieu, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	TBT	- -	LC ₅₀ -24 h LC ₅₀ -48 h No rheotaxis physiological effects	11,2 µg/l 8,4 µg/l 4,7 µg/l	Alabaster, 1969 in Alzieu, 1996 Chliamovitch and Kuhn, 1977 in Alzieu, 1996
<i>Solea solea</i>	TBTO	adult adult adult larve	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -4 d	33,4 µg/l 13,7 µg/l 0,005-0,036 µg/l 18 x gevoeliger	Thain, 1983 in Alzieu, 1996

	TBT	larve larve larve adult	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -4 d	3,2 µg/l 0,8 µg/l 2,04 µg/l 35,04 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Thain, 1983 in Bushong et al., 1988
Salmo gairdneri	TBTO	adult	EC ₅₀ -1 d LC ₅₀ -1 d LC ₅₀ -2 d	30,8 µg/l 11,2 µg/l 8,4 µg/l	Alabaster, 1969 in Maguire, 1987
	TBTCI	larven	LC ₁₀₀ -12 d	1,8 µg/l	Seinen et al., 1981 in Maguire, 1987
Menidia beryllina	TBT	larve	LC ₅₀ -4 d	3,0 (2,3-4,0) µg/l	Bushong et al., 1988
Menidia menidia	TBT	subadult	LC ₅₀ -4 d	8,9 (6,7-11,6) µg/l	Bushong et al., 1988
Brevoortia tyrannus	TBT	juveniel	LC ₅₀ -4 d	4,5 (3,6-8,2) µg/l	Bushong et al., 1988
Fundulus heteroclitus	TBT	subadult larve adult	LC ₅₀ -4 d	23,8 (20,8-28,0) µg/l 23,4 (15,2-30,9) µg/l 23,23 µg/l	Bushong et al., 1988 M&T Chemicals Inc. (1976) in Bushong et al., 1988
O. tshawytscha	TBTO	juveniel	LC ₅₀ -4 d	0,3 µg/l	Short & Thrower, 1986

Crustaceans					
<i>Carcinus maenas</i>	TBTO	larve	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	41,8 µg/l 3,8 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996
<i>Crangon crangon</i>	TBTO	adult larve	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2,7 µg/l 15,6 µg/l 2,5 µg/l 0,6 µg/l	
<i>Gammarus oceanicus</i>	TBTO/TBTF	- larve	EC-overleving LC ₁₀₀ -8 weken	0,1 µg/l 1,1 µg/l	Laughlin et al., 1984 in Alzieu, 1996
<i>Hemigrapsus nudus</i>	TBTO	zoe	LC ₅₀ -6,2 d	9,5 µg/l	Laughlin and French, 1980 in Alzieu, 1996
<i>Homarus americanus</i>	TBTO	larve	LC ₁₀₀ -24 h EC-groei	7,6 µg/l 3,8 µg/l	
<i>Palaemonetes pugio</i>	TBTO	-	LC ₅₀ -96 h	7,6 µg/l	Walsh, 1986 in Alzieu, 1996
<i>Rhithropanopeus harrissi</i>	TBTO	zoe	EC-overleving EC-groei	3,8 µg/l 5,7 µg/l	Laughlin et al., 1983 in Alzieu, 1996
	TBTS	zoe	EC-overleving EC-groei	7,3 µg/l 1,8 µg/l	
<i>Uca pugilator</i>	TBT	-	EC-morfologie	0,2 µg/l	Weis et al., 1987 in Alzieu, 1996

Sedimenttoxiciteitsgegevens van TBT verbindingen

IW =interstitieel water

Sediment	TBT-verbin- ding	Effect	concentratie	Referentie
Infauna				
Polychaeten				
Armandia brevis	TBT	LC ₅₀ -12d-sed _{oc}	9,3mgTBT/gOC	Meador et al., 1997b
	//	LC ₅₀ -IW	7,6ng/ml	//
	//	LD ₅₀	89,4µg/g org.	//
Amfipoden				
Rhepoxynius abronius	TBT	LC ₅₀ -12d-sed _{oc}	3,5mgTBT/gOC	//
	//	LC ₅₀ -IW	38,7ng/ml	//
	//	LD ₅₀	69,1µg/g org.	//
Eohaustorius washingtonianus	TBT	LC ₅₀ -7d-sed _{oc}	0,17mgTBT/gOC	//
	//	LC ₅₀ -IW	7,4ng/ml	//
	//	LD ₅₀	49,2µg/g org	//
Tweekleppigen				
S. plana	TBT	acute toxiciteit EC	10 µg/g sediment 0,3 µg/g sediment	Langston & Burt, 1991
mariene schaaldieren				
Uca pugilator	TBT	NOEC-1 tot 3 w op ingraving	1 µg/g sediment	Weis & Perlmutter, 1988.

Ecotoxiciteit voor zink in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Species	levensstadium	vorm	effect	concentratie	referentie
Phytoplankton					
Phaeodactylum tricornutum	-	-	EC-groei	± 500 µg/l	Braek et al., 1976
multispecies	-	-	EC-koolstof fixatie	15 µg/l	Davies & Sleep, 1979
Copepoden					
Scutellidium sp.	-	ZnCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.09 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
Paracalanus parvus	-	ZnCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.38 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
Acartia simplex	-	ZnCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.86 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
polychaeten					
Nereis diversicolor	juveniel	sulfaat	LC ₅₀ -8 d	30 µg/l	Bryan, 1984
Ctenodrilus serratus	adult	sulfaat	LC ₅₀ -4d	7.100 µg/l	Reisch, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult	sulfaat	LC ₅₀ -4d	1.800 µg/l	Reisch, 1978
	juveniel	sulfaat	LC ₅₀ -4d	900 µg/l	Reish et al., 1976
Capitella capitata	adult	zinksulfaat	LC ₅₀ -4d	10.700 µg/l	Reisch, 1978
				3.500 µg/l	Riesh et al., 1976
				4.900 µg/l	Casas & Crecelius, 1994
Ophryotrocha diadema	adult	-	LC ₅₀ -4d	2.700 µg/l	Reisch, 1978
		Zn ²⁺	LC ₅₀ -2d	330 - 1.000 µg/l	Parker, 1984
Capitella capitata	larve	zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h	1,7 mg/l	Reish et al., 1976
	adult		LC ₅₀ - 96 h	3,5 mg/l	//
Neanthes arenaceodentata	juvenile	zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h	0,9 mg/l	Reish et al., 1976

			LC ₅₀ - 96 h	11-55,8 mg/l	//
Nereis diversicolor	adult	zinksulfaat	LC ₅₀ - 8 d	3 mg/l	Bryan, 1980 in Mance, 1990
Nereis virens	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	8,1 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Mollusca:					
Crassostrea gigas	larve	zinksulfaat	EC ₅₀ -2d ontw.	0,119 ± 0,012 mg/l	Martin et al., 1981
Mya arenaria	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 7 d	5,2 mg/l 1,55 -3,1 mg/l	Eisler, 1977 Eisler & Henneky, 1977
Mytilus edulis	larve adult	zinksulfaat zinkchloride	EC ₅₀ -2d ontw. EC (groei) - 24 h EC (groei) - 48 h LC ₅₀ - 9 d	0,175 mg/l 0,05 mg/l 0,025 mg/l 0,3 mg/l	Martin et al., 1981 Strömngren, 1982 // Aubert et al., 1975 in Mance, 1990
Macoma baltica	adult	zinksulfaat	LC ₅₀ - 8 d	65 mg/l	Bryant et al., 1985 in Mance, 1990
Crassostrea virginica	embryo	-	LC ₅₀ -2d EC ₅₀ -2d deformatie	340 µg/l 206 µg/l	Calabrese et al., 1973 MacInnes & Calabrese, 1978 in Bryan, 1984
Crassostrea gigas	larven	-	EC-vasthechting	125 µg/l	Boyden et al., 1975
Mercenaria mercenaria	embryo larven	zinkchloride	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ - 8-10 d	166 µg/l 195 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974 Calabrese et al., 1977
Echinodermata:					
Asterias forbesi	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	39 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Schaaldieren					
Acartia clausi		zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,950 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Acartia tonsa		zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,290 mg/l	//

Cancer magister Corophium volutator	zoea adult	zinksulfaat zinksulfaat zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 8 d	0,456 ± 0,174 mg/l 1,6-16 mg/l 1,1 -3,0 mg/l	Martin et al., 1981 Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 //
Homarus americanus	larve	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,175-0,575 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Mysidopsis bigelowi	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,591 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Pagrus longicarpus	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,4 mg/l	Eisler & Henneky, 1990
Tigriopus japonicus	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	2,16 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Artemia salina	larve, adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 9 d LC ₅₀ - 14 d	0,3 mg/l 1 mg/l	Brown & Ahsanullah, 1971 Aubert et al., 1975 in Mance, 1990
Palaemonetes pugio	larve juveniel	-	mortaliteit ± 100% LC ₅₀ -2d	250 µg/l 11,3 mg/l	McKenny & Neff, 1979 Burton & Fisher, 1990
Mysidopsis bahia	adult juveniel adult	sulfaat chloride chloride	LC ₅₀ -4 d mediaan LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d	499 µg/l 303 µg/l 498 µg/l	Toussaint et al., 1995 Cripe, 1994 Lussier et al., 1985
Penaeus duorarum	post larve	chloride	LC ₅₀ -4 d	1.050 µg/l	Cripe, 1994
Vissen					
Alburnus alburnus	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	32 (27-38) mg/l	Linden et al., 1979 in Mance, 1990
Chelon labrosus	adult	zinknitraat	LC ₅₀ - 96 h	21,5 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Fundulus heteroclitus	larve adult adult	zinkchloride zinkchloride zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 7 d LC ₁₀₀ - 7 d NOLC - 8 d	83 mg/l 60 mg/l 52 mg/l 120 mg/l 43 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Eisler & Henneky, 1977 // //
Menidia menidia	larve	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	2,73-4,96 mg/l	Eisler, 1967 in Mance, 1990
Pseudopleuronectes am.	larve	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	4,92-18,2 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Salmo salar	juvenile	zinksulfaat	LC ₅₀ - 48 h	21 (6-35) mg/l	//
Salmo gairdneri	éénjarige	zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h	40 (15-85) mg/l	Herbert & Wakeford, 1964 in Man- ce, 1990 //

Morone saxatilis	juveniel		LC ₅₀ -4d	120 µg/l	
------------------	----------	--	----------------------	----------	--

Organismen	levensstadium	Zn-vorm	parameter	concentratie	referentie
Zeevieren: Laminaria digitata	-		EC ₅₀ groei	100 µg/l	Bryan, 1984
Nitzschia clostertium	-		EC ₅₀ - 72 h	63 µg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-		EC ₅₀ - 72 h	130 µg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Minutocellus polymorphys	-		EC ₅₀ -6 h	20 µg/l	Kusk and Nybolm, 1991 in Stauber, 1997
Holtedieren: Eirene viridula	-		EC morfologie	3.000 µg/l	Karbe, 1972
Echinodermen: Peronella japonica	pluteus larven		EC-ontwikkeling	14 µg/l	Kobayashi, 1977
Polychaeten: Ctenodrilus serratus	adult		EC reproductie	500 µg/l	Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult		EC reproductie	320 µg/l	Reish, 1978
Capitella capitata	adult		EC reproductie	560 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult		EC reproductie	500 µg/l	Reish, 1978
Tweekleppigen: Crassostrea virginica	adult		IC-schelpgroei 20 w	> 200 µg/l	Shuster & Pringle, 1969
Schaaldieren: Mysidopsis bahia	adult	ZnCl ₂	EC ₅₀ -36 d overleving EC ₅₀ -36 d aantal nakomelingen	166 µg/l 166 µg/l	Lussier et al., 1985
Rhithropanopeus harrisii	larve	zinkchloride	EC-ontwikkeling	25 µg/l	Benijts-Claus & Benijts, 1975 in Bryan, 1984

organisme	Levensstadium		effect	Concentratie	referentie
Bacteriën					
E. Coli			NOEC	700 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1959, in RIVM, 1990
Zoogloea ramigera		ZnCl ₂	NOEC-32h	<1000 µg/l	Norberg & Molin, 1983, in RIVM, 1990
Protozoëën					
Euglena gracilis		Zn ²⁺	NOEC-14d	0,75 µg/l	Mills, 1976, in RIVM, 1990
Algen					
Chlorella vulgaris		ZnSO ₄	NOEC-16d	1000 µg/l	Ahluwalia & Kaur, 1988, in RIVM, 1990
//		//	NOEC-5/6d	<50.000 µg/l	Skowronski & Rzecrycka, 1980, in RIVM, 1990
Chlorella pyrenoidosa		//	NOEC-5d	1000 µg/l	Brauwiers, 1982, in RIVM, 1990
//		ZnCl ₂	NOEC-8d	830 µg/l	Wong, 1980, in RIVM, 1990
Scenedesmus quadricauda			NOEC-8d	700 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1959, in RIVM, 1990
Selenastrum capricornutum			NOEC-14d	5 µg/l	Kuwabara, 1985, in RIVM, 1990
Hormidium rivulare		ZnCl ₂ /ZnSO ₄	NOEC-7d	<1000 µg/l	Hargreaves & Whitton, 1976, in RIVM, 1990
Chroococcus paris		ZnSO ₄	NOEC-10d	400 µg/l	Les & Walker, 1984, in RIVM, 1990
Phytoplankton					
species	-	ZnCl ₂	NOEC-9 species	500 µg/l	Hörnström, 1990
Amphipoden					
Hyalella azteca	-	-	LC50-10 d	73 µg/l	Phipps et al., 1995
Annelide					
Lumbriculus variegatus	-	-	LC50-10 d	2984 µg/l	Phipps et al., 1995
Insecten					
Chironomus tendans	-	-	LC50-10 d	1125 µg/l	Phipps et al., 1995

Mollusken Corbicula sp.	adult	ZnSO ₄ (veld)	NOEC-30d	250 µg/l	Belanger et al., 1986, in RIVM, 1990
Amphipoden Hyalela azteca	-	-	LC25-4 w	110 µg/l	Borgmann & Norwood, 1997 in Borgmann et al., 1998
Schaaldieren					
Daphnia magna // // //	5-d larven 4-6 d larven <24h	ZnSO ₄ //	LC ₅₀ -21 d NOEC-mortaliteit LC ₅₀ -2 d NOEC-50d	0,84 mg/l 0,1 mg/l 0,92 mg/l 25 µg/l	Enserink et al., 1991 Mance, 1990 Hall et al., 1986 Paulauskis & Winner, 1988, in RIVM, 1990
// // //	// //	// // //	// // NOEC-21d NOEC-14d	75 µg/l 150 µg/l <70 µg/l <5.200 µg/l	// // Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990 Mirenda, 1986, in RIVM, 1990
Orconectes virilis	adult	//			
Vissen					

Brachydanio rerio	Eieren	ZnSO ₄	NOEC-16d	500 µg/l	Dave et al., 1987, in RIVM, 1990
Salvelinus fontinalis	//	//	NOEC-84d	709 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
Jordinella floridae	-	-	LC50-10 d	47 µg/l	Phipps et al., 1995
//	ei-larve	ZnSO ₄	NOEC-100d	75 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	//	//	//	26 µg/l	//
Phoxinus phoxinus	juveniel	//	NOEC-109d	60 µg/l	//
//	adult	//	NOEC-100d	130 µg/l	//
Pimephales promelas	adult/ei		NOEC-56d	78 µg/l	//
//	3m	ZnSO ₄	NOEC-30d	1300 µg/l	//
//	eieren	//	NOEC-20d	180 µg/l	//
//	//	//	NOEC-20d	660 µg/l	//
//			NOEC-10m	30 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Zalmachtigen	ei/larve	zinkchloride/	NOEC-groei, overle-	0,242 mg/l	Mance, 1990
	adult	zinksulfaat	ving, reproductie	0,520 mg/l	
Salmo gairdnerii		ZnSO ₄	NOEC-730d	140 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	adult	//	NOEC-85d	520 µg/l	//
niet-zalmachtigen	ei/larve	zinkchloride/	NOEC-groei, overle-	0,140 mg/l	Mance, 1990
	adult	zinksulfaat	ving, reproductie	0,180 mg/l	

organisme	levensstadium	effect	Concentratie	referentie
Schaaldieren				
Daphnia magna	4 d oud	LC50-48 h	0.92 mg/l	Hall et al., 1986
Vissen				
Pimpephales promelas	juveniel/adult	LC ₅₀ -4 d	21 mg/l	Hall et al., 1986

Toxiciteit van zink voor bodemorganismen

Organisme	Chemische vorm	Test	concentratie	Referentie
Isopoda Porcellio scaber	Zn(NO ₃) ₂	NOEC-67d groei NOEC-67d reproductie	289mg/kg 1455mg/kg	Capelleveen, 1987, in RIVM, 1990
Oligochaeta Eisenia foetida	Zn(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -14d	741mg/kg	Neuhauser et al, 1985, in RIVM, 1990
Mollusca Arion ater	ZnCl ₂	NOEC-27d voedselconsumptie	7,3mg/kg	Marigomez et al, 1986, in RIVM, 1990

Bijlage 2: Biotasediment- en bio-accumulatiefactoren voor de beschouwde componenten

ARSEEN

Organisme	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Algen			
-	350-71.000*		Förstner, 1990
Insecten			
Pteronarcys dorsata	33-45		Spehar <i>et al.</i> , 1980
	131		//
Mollusken			
Helisoma campanulatum	99		Spehar <i>et al.</i> , 1980
//	83		//
Lymnea emarginata	16-17		//
//	92		//
Mytilus edulis		1,24*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Crassostrea virginica		2,4*	//
Anneliden			
Capitella capitata (zoutwater)	6		Reish & LeMay, 1991
Neanthes grubei (zoutwater)	12,7		//
Nereis arenaceodentata (zoutwater)	<1		//
Crustaceeën			
Daphnia magna	50		Spehar <i>et al.</i> , 1980
//	219		//
garnalen	9-13.000*		Förstner, 1990
Vissen			
Pimephales promelas	1,1 - 3,1		DeFoe, 1982

Lepomis machrochirus	4		Barrows <i>et al.</i> , 1980
-	38-12.150*		Förstner, 1990
Ictalurus nebulosus, Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas, Lepomis gibbosus		$6,5 \times 10^{-4}$	Davis <i>et al</i> (1996) ¹

*: op basis van het drooggewicht

¹: indien wordt aangenomen dat vissen 20% droge stof bevatten dan wordt de BSAF volgens Davis *et al.* (1996) op basis van het drooggewicht gelijk aan $3,25 \times 10^{-3}$.

ZINK

Species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	8.000-60.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	300-1.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	6.000-10.000*		//
	8-38*		Bryan, 1984
Rhodophyta	400-1.000*		Wachs, 1998
	10*		Bryan, 1984
Macrophyten	3.000-35.000*		Wachs, 1998
Bruinwieren	7,1-24*		Bryan, 1984
Anneliden			
Turbellaria	4.000-7.000		Bryan, 1984
Polychaeten	1.000-3.000		//
Oligochaeten	1.000-5.000		//
Mollusken			
Gastropoda (diverse species)	500-3.000		Bryan, 1984
diverse species	400-2.500		//
Crassostrea gigas	14.000*	59,2*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Mytilus edulis		5*	//
Crustaceeën			
Gammaridae	1.500-3.500		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	1.000-2.000		//
Cladophora glomerata	150-4.000*		Sheedy <i>et al.</i> , 1991

Insecten			
diverse species: larvestadium	1.000-15.000		Sheedy <i>et al.</i> , 1991
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	100-700		Sheedy <i>et al.</i> , 1991

*: op basis van het drooggewicht

CADMIUM

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	5.000-100.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	60-1.000*		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
Chlorophyceae	1.000-8.000*		//
	6,6*		Bryan, 1984
	3,9-16*		//
Rhodophyta	8.000-15.000*		Mergaert <i>et al.</i> , 1993
	2,7-15*		//
Macrophyten	1.000-4.000*		//
Bruinwieren	2.000-60.000*		//
Aquatiscche planten			
-	1.000*		Kenaga, 1982
Anneliden			
Turbellaria	3.000-10.000		Kenaga, 1982
Polychaeten	500-1.000		//
Oligochaeten	200-3.000		//
Mollusken			
-	4 - 5.000*		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
			//
Gasteropoda (diverse species)	200-8.000		Yang & Kong, 1997
Viviparidae	73-115		Wachs, 1998
diverse species	300-2.000		In Thomann <i>et al.</i> , 1995

Mytilus edulis	45.000*	12,1*	//
Crassostrea virginica	23.300-48.890*	35,6*	//
Crustaceeën			
Crustacea	2-1.000*		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
Gammaridae	1.000-3.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	800-4.000		//
Invertebraten			
-	250.000*		Kenaga, 1982
Insecten			
diverse species: larvestadium	500-50.000		Kenaga, 1982
Vissen			
	2-4		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
	5		//
diverse zoetwaterspecies	0-200		Kenaga, 1982
-	3.000*		//
Karper (Cyprinus carpio)	40,8-45,1		Yang & Kong, 1997

*: op basis van drooggewicht

CHROOM

Species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	3.000-80.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	200-500*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	8.000-15.000*		//
Rhodophyta	200-400*		//
Macrophyten	2.000-30.000*		//
bruinwieren	7-11,2*		Bryan, 1984
Anneliden			
Turbellaria	2.000-4.000		Bryan, 1984
Polychaeten	1.000-2.000		//
Oligochaeten	500-2.500		//
Mollusken			
Gasteropoda (diverse species)	300-4.000		Bryan, 1984
diverse species	400-2.000		//
Mytilus edulis	420* (Cr ⁶⁺)	0,02*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Mytilus edulis	430* (Cr ³⁺)		//
Crassostrea virginica	116* (Cr ³⁺)	0,02*	//
Crustaceeën			
Gammaridae	1.000-2.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	2.000-4.000		//
Insecten			
diverse species: larvestadium	300-4.000		Wachs, 1998

Vissen			
diverse zoetwaterspecies	30-300		Wachs, 1998
Ictalurus nebulosus, Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas, Lepomis gibbosus		$1,1 \times 10^{-4}$	Davis <i>et al.</i> , 1996 ¹

*: op basis van drooggewicht

¹: indien wordt aangenomen dat vissen 20% droge stof bevatten dan wordt de BSAF volgens Davis *et al.* (1996) op basis van het drooggewicht gelijk aan $5,5 \times 10^{-4}$.

KOPER

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	5.000-100.000*		Wachs, 1998
Algen			
-	1.840-3.040*		Anoniem, 1981
Chrysophyceae	1.000-8.000*		//
Chlorophyceae	4.000-6.000*		//
	4,3 - 18,3*		Bryan, 1984
Rhodophyta	200-1.000*		//
	6,3*		//
Macrophyten	2.000-10.000*		//
Bruinwieren	6,4 - 27*		//
Anneliden			
Turbellaria	2.000-5.000		Bryan, 1984
Polychaeten	1.000-3.000		//
Oligochaeten	1.000-6.000		//
Mollusken			
Gasteropoden (diverse species)	800-15.000		Bryan, 1984
Viviparidae	1.970-3.690		Yang & Kong, 1997
diverse species	300-6.000		Wachs, 1998
Argopecten irradians	13.600*		in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Mytilus edulis	45.500*	1*	//
Crassostrea virginica		19*	//
Crustaceeën			

Gammaridae	2.000-7.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	15.000-20.000		//
Invertebraten			
-	1.000*		Anoniem, 1981
Insecten			
diverse species: larvestadium	1.000-3.000		Anoniem, 1981
Vissen			
-	600-700*		Anoniem, 1981
diverse zoetwaterspecies	40-200		//
karper (Cyprinus carpio)	62-66		Yang & Kong, 1997

*: op basis van drooggewicht

KWIK

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	5.000-50.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	1.000-5.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	6.000-16.000*		//
Rhodophyta	500-4.000*		//
Macrophyten	3.000-16.000*		//
Anneliden			
Turbellaria	2.000-6.000		Wachs, 1998
Polychaeten	700-3.000		//
Oligochaeten	500-4.000		//
Mollusken			
Gasterpoda (diverse species)	200-3.000		Wachs, 1998
diverse species	100-2.000		Wachs, 1998
Mytilus edulis	1.000(Hg ²⁺)		Gagnon & Fisher, 1997
//	2.000 (CH ₃ Hg)		//
//	-	1,4*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
//	226; 664*		Rijsgard <i>et al.</i> , 1985
Crassostrea virginica	249.000* (organisch Hg)	2,9*	In Thomann <i>et al.</i> , 1995
Venerupis philippinarum	190*		Leatherland & Burton, 1974
Crustaceeën			
Gammaridae	2.000-4.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	2.000-5.000		//

Acartia clausi	7.600		Leatherland & Burton, 1974
Palaemonetes pugio	333		//
Insecten			
diverse species: larvestadium	1.000-5.000		Wachs, 1998
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	1.000-8.000		Wachs, 1998
Salvelinus fontinalis	127.000* (organisch Hg)		In Thomann <i>et al.</i> , 1995
Serranus cabrilla	100* (organisch Hg)		//
Gambusia affinis	2.560* (anorganisch Hg)		//

*: op basis van drooggewicht

LOOD

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	2.000-120.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	4.000-6.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	8.000-25.000*		//
	2 – 82*		Bryan, 1984
Rhodophyta	2.000-8.000*		//
	2*		//
Macrophyten	1.000-45.000*		//
Bruinwieren	1,2 – 26*	-	//
Anneliden			
Turbellaria	1.500-4.000		Bryan, 1984
Polychaeten	2.000-3.500		//
Oligochaeten	1.000-4.000		//
Mollusken			
Gastropoda (diverse species)	500-11.000		Bryan, 1984
diverse species	500-3.000		//
Mytilus edulis	10.150* (Pb(NO ₃) ₂)	0,1*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
	3.000*		in Mergaert <i>et al.</i> , 1993
Crassostrea virginica	7.220* (Pb(NO ₃) ₂)		in Thomann <i>et al.</i> , 1995
//	10.930* (Pb)	0,04*	//
Crustaceeën			
Gammaridae	500-2.500		Wachs, 1998

Isopoda (Assellus)	500-3.000		//
Insecten			
diverse species: larvestadium	500-6.000		Wachs, 1998
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	30-100		Wachs, 1998
Ictalurus nebulosus, Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas, Lepomis gibbosus		$1,8 \times 10^{-6}$	Davis <i>et al.</i> , 1996 ¹

*: op basis van droge stof

¹: indien wordt aangenomen dat vissen 20% droge stof bevatten dan wordt de BSAF volgens Davis *et al.* (1996) op basis van het drooggewicht gelijk aan 9×10^{-6} .

NIKKEL

Species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	3.000-30.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	1.000-4.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	8.000-10.000*		//
Rhodophyta	1.000-4.000*		//
	1,1*		Bryan, 1984
Macrophyten	2.000-10.000*		//
Bruinwieren	2,8 – 6,8*		//
Zoöplankton	600-700*		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Lemna minor (zoetwateralg)	200-1.300*		WHO, 1991
Anneliden			
Turbellaria	500-1.000		//
Polychaeten	1.000-4.000		//
Oligochaeten	1.000-4.000		//
Mollusken			
Gastropoda (diverse species)	300-7.000		//
Diverse species	300-4.000		//
Mytilus edulis	1.720*	0,09*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Crassostrea virginica	1.870*	0,23*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
-	250-300		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Crustaceeën			
Gammaridae	400-2.000		Wachs, 1998

Isopoda (Assellus)	1.000-2.000		//
-	900-1.000*		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Insecten			
Diverse species: larvestadium	500-5.000		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	20-200		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
-	200-250		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975

*: op basis van drooggewicht

TBT

Organisme	Levensstadium	Chemische vorm	Experimentele condities	BAF (l/kg)	Referentie
zoetwater					
Crustaceeën					
Daphnia magna	21 dagen	TPT	pH 8, duur 72 h	190 ± 50	Looser <i>et al.</i> , 1998
				198 ± 23	Fent & Looser, 1995
				193±45	Fent & Looser, 1998
Insecten					
Chironomus riparius	Larve (82 weken)	TPT	pH 8- 72 h	680 ± 200	Looser <i>et al.</i> , 1998
		TBT		310 ± 100	//
		//		680±200	Fent & Looser, 1998
		TeBT		1.200 ± 300	Looser <i>et al.</i> , 1998
Vissen					
Thymallus thymallus	Larve	TPT	pH 8,3 – 7 d	2.200	Looser <i>et al.</i> , 1998
		TBT		2.240	Fent & Looser, 1998

Zoutwater					
Vissen					
Brasem	Adult (spieren)	TBT	Veld	46.000	Shawky, S. <i>et al.</i> , 1998
		MBT		1.667	//
		DBT		4.938	//
Pagrus major		TBT		4.700	Yamada <i>et al.</i> , 1994
Anneliden					
Armandia brevis		TBT		30,7	Meador <i>et al.</i> , 1997b
Crustaceën					
Rhepoxynius abronius		TBT		8,3	Meador <i>et al.</i> , 1997b
Eohaustorius washingtonianus		TBT		97,5	//
Mollusken					
Mytilus edulis		TBT		5.000*	Laughin <i>et al.</i> , 1986
//				500.000*	Zuolian & Jensen, 1989

//				11.000*	Laane <i>et al.</i> , 1990
Crassostrea gigas		//		3.000*	Waldock & Thain, 1983
//				10.000*	//
//				1.000–6.000*	Maguire, 1987
Nucella lapillus		//		30.200–100.000*	Bryan <i>et al.</i> , 1987
Mya arenaria		//		537.000*	Bryan & Gibbs, 1991
Littorina littorea		//		14.800*	Laughin <i>et al.</i> , 1986
Macoma balitica		//		67.600*	//
Mercenaria mercenaria		//		125.900*	//

*: op basis van drooggewicht

PAK

PAK	Organisme	BAF (l/kg)	BSAF	Referentie
Acenafyleen	Anneliden			
	Armandia brevis	7.080	0,13	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	1.990*	1,23	//
Acenafteen	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis	-	501,19	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica	-	1,61	//
	Anneliden			
	Armandia brevis	6.030	0,06	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		2,04	Maruya <i>et al.</i> , 1997

Fluoreen	Mollusken				
	Potamocorbula amurensis			3,87	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica			1,94	//
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)		7.940*	1,15	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Zoetwaterorganismen		166-7.080		Isnard & Lambert, 1988
			437*		//
	Mytilus edulis		65		Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Anneliden				
	Armandia brevis		5.010	0,06	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-			0,3	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	mollusken				

Antraceen	Potamocorbula amurensis		14,06	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		3,44	//
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	3.470*		Isnard & Lambert, 1988
			1,1	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Zoetwaterorganismen			
		1.290	2,2	Foster & Wright, 1988
			3	Foster & Wright, 1988
	Anneliden			
	Armandia brevis	12.020	0,06	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,18	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	7.940*		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
			1,1	Meador <i>et al.</i> , 1995

Fenantreen	A. aquaticus L. (Isopode)	6.310**		Isnard & Lambert, 1988
	Zoetwaterorganismen	912		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Chlorella fusca	7.770		Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Leuciscus idus melanotus	910		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983
	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		1,94	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,17	//
	Crassostrea virginica	2.500		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Anneliden			
	Armandia brevis	6.030		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	//		0,04	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,169	Maruya <i>et al.</i> , 1997

Crustaceeën	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	6.030*		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	//		1,05	Landrum <i>et al.</i> , 1991
	A. aquaticus L. (Isopode)	3.980**		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Chlorella fusca	1.760		Isnard & Lambert, 1988
	Leuciscus idus melanotus	1.760	2-7,9	Augenfeld & Anderson, 1982
	Zoetwaterorganismen	2.630	0,8-4,0	Augenfeld & Anderson, 1982
	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		3,28	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Arenicola marina		0,95	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Macoma inquinata	10		Foster & Wright, 1988
	Abarenicola pacifica		1,13-217	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Mytilus edulis	200	0,8-94,9	Foster & Wright, 1988

Pyreen	Anneliden				
	Armandia brevis	70.790	0,28	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	-		0,428	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	44.670		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998	
	//		1,55	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	A. aquaticus L. (Isopode)	15.850**		Spehar <i>et al.</i> , 1980	
	Salmo gairdneri	72		Isnard & Lambert, 1988	
	zoetwaterorganismen	2.690		Meador <i>et al.</i> , 1995	
	//		0,2-1,5	Donkin <i>et al.</i> , 1989	
	Mollusken				
	Arenicola marina		1,61	Kaag <i>et al.</i> , 1997	
	Tapes japonica		1,33	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Potamocorbula amurensis		3,4	//	

Fluorantheen	Mytilus edulis	5.755	0,2-0,7	Foster & Wright, 1988
	Anneliden			
	Armandia brevis		0,2	Meador <i>et al.</i> , 1995
	//	44.670		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	-		0,266	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	39.810**		Spehar <i>et al.</i> , 1980
	//		1,38	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	10.000**		Isnard & Lambert, 1988
	Salmo gairdneri	378		Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Zoetwaterorganismen	891-200.000		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschuren, 1983
		5.010		Foster & Wright, 1988
	Mollusken			

Chryseen	Potamocorbula amurensis		2,96	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,43	//
	Arenicola marina		0,86	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Mytilus edulis	5.370	0,6-11,7	Foster & Wright, 1988
	Crassostrea virginica	10.000	0,4-42,2	//
	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,3	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,201	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	64.570	11,6	Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	//		1,2	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	19.950**	5,2	//
	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		1,95	Maruya <i>et al.</i> , 1997

Benzo(a)antracene	Tapes japonica	1,39	//	
	Macoma inquinata	11,6	Augenfeld & Anderson, 1982	
	Abarenicola pacifica	5,2	Augenfeld & Anderson, 1982	
	Macoma baltica	0,3-0,9	Foster & Wright, 1988	
	Nereis succinea	0,3-3,4	Foster & Wright, 1988	
	Anneliden			
	Armandia brevis	0,2	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	-	0,168	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Crustaceen			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	1,1	//	
	A. aquaticus L. (Isopode)	12.590**	Van Hattum <i>et al.</i> , 1998	
	Chlorella fusca	3.180	Freitag <i>et al.</i> , 1985	
	Leuciscus idus melanotus	350	Landrum <i>et al.</i> , 1991	
	//	0,54-0,84	//	

Benzo(e)pyreen	Mollusken				
	Potamocorbula amurensis			10,72	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Arenicola marina			0,61	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica			1,19	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crassostrea virginica		18.000		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983
	Anneliden				
	Armandia brevis		301.990		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)		39.810*		//
	Chlorella fusca		3.300		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Leuciscus idus melanotus		480		Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Salmo gairdneri		920		Spehar <i>et al.</i> , 1980

Benzo(a)pyreen	Anneliden				
	Armandia brevis	199.530	0,22	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	-		0,127	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Crustaceen				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	15.140*	1,05	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	A. aquaticus L. (Isopode)	25.120**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998	
	Chlorella fusca	3.300		Freitag <i>et al.</i> , 1985	
	Leuciscus idus melanotus	480		//	
	Mollusken				
	Tapes japonica		0,048	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Potamocorbula amurensis		1,47	//	
	Mytilus edulis	10 ^{6,24}		Hawker & Connell, 1986	
	Crassostrea virginica	3.000		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983	

Peryleen	Anneliden				
	Armandia brevis	199.530	0,2		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	18.200*	1,02		//
	Chlorella fusca	2.010			Freitag <i>et al.</i> , 1985
Dibenz(a,h)antraceen	Leuciscus idus melanotus	10			Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Anneliden				
	Armandia brevis	100.000	0,18		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	18.200	1,05		//
	A. aquaticus L. (Isopode)	5.010**			Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Chlorella fusca	2.380			Freitag <i>et al.</i> , 1985

Benzo(b)fluorantheen	Leuciscus idus melanotus	10		Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Mollusken			
	Tapes japonica		0,19	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		3,6	//
	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,3	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,15	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	60.260*	1,16	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	19.950**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	mollusken			
	Tapes japonica		0,202	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		2,3	//

Benzo(k)fluorantheen	Anneliden				
	Armandia brevis	199.530	0,25	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	-		0,236	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Crustaceën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	7.940	1,04	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	A. aquaticus L. (Isopode)	25.120**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998	
	Mollusken				
	Tapes japonica		0,132	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Potomocorbula amurensis		2,37	//	
	Arenicola marina		0,24	Kaag <i>et al.</i> , 1997	
Benzo(ghi)peryleen	Anneliden				
	Armandia brevis	151.360	0,2	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	-		0,226	Maruya <i>et al.</i> , 1997	

Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	12.020	1,03		Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	5.010**			Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Mollusken				
	Tapes japonica				
	Potamocorbula amurensis		0,071		Maruya <i>et al.</i> , 1997
			1,29		//
	Anneliden				
	Armandia brevis	100.000	0,13		Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,141		Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	8.910	1,02		Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	2.510**			Van Hattum <i>et al.</i> , 1998

Naphtaleen	Mollusken				
	Tapes japonica		1,82		Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		0,073		//
	Crustaceeën				
	A. aquaticus L. (Isopode)	2.510**			Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Mollusken				
	Tapes japonica		123,03		Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Chlorella fusca	130			Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Leuciscus idus melanotus	30			Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Onchorhynchus kisuth	40			Melancon & Lech, 1978 in
	Salmo gairdneri	40-300			Verschüren, 1983
	Afgeleide BCF	427			Melancon & Lech, 1978
			10,2-23,4		Foster & Wright, 1988
			0,87-15,4		Foster & Wright, 1988

PAK	Mytilus edulis	34	0,5-2,2	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Macoma baltica		8,1-106	Foster & Wright, 1988
	Nereis succinea		0,4-1,8	Foster & Wright, 1988
	vissen			
	Salmo gairdneri	9.000 – 9.200	4,1-98,1	Stephan <i>et al.</i> , 1986
	Mollusken			
	Macoma liliana		0,75-1,67	Hickey <i>et al.</i> , 1995
	Austrovenus stutchburyi		0,34-0,58	//

*: op basis van drooggewicht

PCB

Organisme	PCB-vorm	BAF (l/kg)	Referentie
Vissen			
Gasterosteus aculeatus			
Mannelijk	153	20 (83 d blootstelling)	Danuta T. <i>et al.</i> , 1997
Vrouwelijk	153	8 (83 d blootstelling)	//
Dictyota acutiloba	20 verschillende congenere	400-50.120*	Hope <i>et al.</i> , 1998
Giffordia breviarticulata	//	790-39.810*	//
Halophila ovalis	//	400-19.950*	//
Bohadschia obesus	//	1.000-39.810*	//
Holothuria atra	//	320-7.940*	//
Chamoa iostoma	//	15.830-125.890*	//
Echinometra mathaei	//	250-25.120*	//
Nerita picea	//	400-7.940*	//

*: op basis van drooggewicht

Verschillende auteurs hebben relaties vastgelegd tussen de bio-accumulatiefactor (BAF) en de partiticoëfficiënt octanol-water (K_{ow}):

- volgens Pruell *et al.* (1986): $\log BAF = 1,73 + 0,594 \log K_{ow}$
- volgens Bergen *et al.* (1993): $\log BAF = 0,82 \log K_{ow} - 0,52$

Deze relaties werden uitgewerkt voor een aantal PCB's en zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Stof	logK _{ow}	BAF volgens Pruell <i>et al.</i> (1986)	BAF volgens Bergen <i>et al.</i> (1993)	Referentie
PCB 28	5,8	149.692	30.339	Michael J. Paterson <i>et al.</i> (1998)
PCB 52	6,1	225.632	30.339	//
PCB 153	6,9	673.907	137.404	//
PCB 180	7,36	1.264.270	327.491	//
PCB 28	5,56	107.805	10.945	G.A.Tracey & D.J. Hansen (1996)
PCB 52	5,99	194.115	24.649	//
PCB 118	6,43	354.340	56.572	//
PCB 153	6,86	638.028	127.409	//
PCB 180	7,27	1.117.841	276.312	//

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de literatuurwaarden voor biota-sedimentaccumulatiefactoren voor een aantal PCB's.

Organisme	Chemische vorm	BSAF	Referentie
Ephemeriden			
Hexagenia limbata	PCB28	4,86"	Drouillard <i>et al.</i> , 1996
	PCB52	4,76"	//
	PCB101	5,93"	//
	PCB138	5,53"	//
	PCB180	5,07"	//
Polychaeten			
Arenicola marina	PCB28	2,03*	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	//	0,54**	//

	PCB52	2,68*	//
	//	0,6**	//
	PCB101	2,08*	//
	PCB138	1,64*	//
	//	0,91**	//
	PCB180	1,29*	//
	//	0,57**	//

*=één site

**=gemiddelde van meerdere sites

" = genormaliseerd naar vetgehalte in het organisme en organische koolstof in het sediment

EOX

Gemiddelde waarden voor bio-accumulatiefactoren voor een aantal belangrijke componenten uit de EOX-groep

Component	Organisme	Gemiddelde BAF	Referentie
Endrin	Mollusken	1.542	Mason <i>et al.</i> , 1976; Jarvinen <i>et al.</i> , 1978
	Crustaceeën	1.461	Metcalf <i>et al.</i> , 1973; Tyler-Schroeder, 1979
	Vissen	5.773	Hansen & Parrish, 1977; Hermanutz, 1978; Hermanutz <i>et al.</i> , 1985; Tyler-Schroeder, 1979; Jarvinen <i>et al.</i> , 1978;
PCB	-	319.283	Paterson <i>et al.</i> , 1998; Tracey & Hansen, 1996

Biota-sedimentaccumulatiefactoren voor gechlorineerde extraheerbare organische verbindingen

Organisme	Testsite	BSAF (mg/kg) / (mg/kg)	Referentie
Oligochaeten	Rivier	1,99*	Sibley <i>et al.</i> , 1998
	Moberley Bay (papierindustrie)		
<i>Tubifex tubifex</i> (Bay)		<9*	Craig <i>et al.</i> , 1990, in Sibley <i>et al.</i> , 1998

*: op basis van drooggewicht

Bijlage 3: Samenvatting van de analysemethoden voor de beschouwde componenten (VMM, 1999)

1. ANALYSE VAN ZWARE METALEN

Na droging worden de monsters ontsloten met salpeterzuur en zoutzuur. De monsters worden gecentrifugeerd om de zichtbare vaste deeltjes in de te analyseren oplossing neer te slaan. De kwantitatieve bepaling is afhankelijk van de aard van het zware metaal.

1.1. Kwantitatieve bepaling van zink, cadmium en koper

De aanwezigheid van het metaal wordt bepaald met behulp van atomaire absorptiespectrometrie (Perkin-Elmer Analyst 300). Er wordt gebruik gemaakt van de vlamtechniek indien de te verwachten concentratie van het metaal groter is dan 50 µg/l. Elke meting wordt in vijfvoud uitgevoerd. Het gemiddelde van de resultaten wordt aanvaard indien de grootste waarde min de kleinste waarde kleiner of gelijk is dan twee maal de precisie.

1.2. Kwantitatieve bepaling van lood, nikkel, koper en arseen

De aanwezigheid van het metaal wordt bepaald met behulp van atomaire absorptiespectrometrie (Perkin-Elmer 4100 ZL). Er wordt gebruik gemaakt van de grafietoventechniek indien de te verwachten concentratie aan metaal kleiner of gelijk is dan de waarde, vermeld in tabel 1.

Tabel 1: drempelconcentraties inzake gebruik van de grafietoventechniek

Metaal	Drempelwaarde (µg/l)
Cadmium	50
Lood	200
Chroom	500
Nikkel	500
Koper	50
Arseen	500

Elke meting wordt in drievoud uitgevoerd. Het gemiddelde van de resultaten wordt aanvaard indien de grootste waarde min de kleinste waarde kleiner of gelijk is dan twee maal de precisie.

Volgens ISO-5961 kunnen bij de analyse van cadmium volgende ionen interfereren:

- ijzer, koper, nikkel, kobalt en lood bij massaconcentraties $> 100 \text{ mg/l}$;
- natrium, kalium, sulfaat en chloor bij massaconcentraties $> 1.000 \text{ mg/l}$.

Bijgevolg dienen de analyses uitgevoerd te worden onder STP-voorwaarden om deze mogelijke interferenties te vermijden.

1.3. Kwantitatieve bepaling van kwik

De aanwezigheid van kwik wordt bepaald met behulp van atomaire absorptiespectrometrie - koude damptechniek (Perkin-Elmer flow injection mercury system – FIMS). Elke meting wordt in drievoud uitgevoerd. Het gemiddelde van de resultaten wordt aanvaard indien de standaardafwijking kleiner is dan de precisie.

2. ORGANISCHE PARAMETERS

2.1. Bepaling van de korrelgrootteverdeling

Gezien de lutumfractie een invloed heeft op de verspreiding van zware metalen dient deze in rekening gebracht te worden. De korrelgrootteverdeling wordt gemeten in de fractie $< 63 \text{ }\mu\text{m}$. Deze verdeling wordt bepaald door de verandering van de intensiteit van een gebundelde X-straal, die door het monster wordt geleid, te meten. Alvorens een eigenlijke analyse te beginnen dienen de monsters gedroogd en homogeen verdeeld te worden.

De analyse levert vier verdelingen in functie van de korrelgrootte:

- fractie $> 63 \text{ }\mu\text{m}$;
- fractie $< 63 \text{ }\mu\text{m}$;
- fractie $< 16 \text{ }\mu\text{m}$;
- fractie $< 2 \text{ }\mu\text{m}$.

Per monster worden twee analyses uitgevoerd. Van de vier bekomen verdelingen per monster wordt het gemiddelde berekend. De verdeling waarvan de fractie $< 2 \text{ }\mu\text{m}$ het minst afwijkt van dit gemiddelde, wordt als resultaat weerhouden.

2.2. Bepaling van de fractie organisch materiaal

Op het gevriesdroogde monster worden twee analyses uitgevoerd. Enerzijds wordt het totaal gehalte aan koolstof bepaald door deze katalytisch/thermisch te oxideren tot koolstofdioxide. De aldus gevormde koolstofdioxide wordt gekwantificeerd met behulp van niet dispersieve infraroodspectrofotometrie en wordt uitgedrukt als TC. Anderzijds wordt de koolstof bepaald die aanwezig is onder de vorm van opgeloste koolstofdioxide en/of die gebonden is in de vorm van carbonaten. Deze koolstof wordt vrijgesteld na zuurhydrolyse en wordt eveneens gekwantificeerd met behulp van niet dispersieve infraroodspectrometrie. De aldus gekwantificeerde koolstof wordt uitgedrukt als TIC. Bijgevolg is het totaalgehalte organische koolstof gelijk aan het verschil tussen TC en TIC. De detectielimiet voor TC en TIC bedraagt 0,1% C.

2.3. EOX

Het gevriesdroogde monster wordt geëxtraheerd met aceton en petroleumether. Van het extract wordt een gedeelte in een hete kwarts pyrolysebuis geïnjecteerd, waarin de organohalogenen worden omgezet tot anorganische verbindingen die coulometrisch worden bepaald. De detectielimiet voor extractie van een slibmonster bedraagt 0,2 mg/kg.

2.4. Minerale olie

Het gevriesdroogde monster wordt onderworpen aan een sonicatie-extractie met tetrachloorethyleen. Aan het extract wordt het adsorbens florisil toegevoegd om de polaire stoffen te verwijderen. Vervolgens worden de geëxtraheerde stoffen bepaald door middel van infraroodspectrometrie. Deze methode laat echter niet toe de herkomst van de verontreiniging te achterhalen gezien het infraroodspectrum te weinig specifiek is om een onderscheid te maken tussen de verschillende olietypes.

2.5. PAK

De polycyclische aromatische koolwaterstoffen worden uit het gevriesdroogde monster geëxtraheerd door middel van een mengsel van aceton en dichloormethaan. Na solventwisseling wordt een hoeveelheid van het extract geïnjecteerd op een HPLC-apparaat. De te bepalen componenten, zijnde de 10 PAK's van OVAM, worden gemeten via fluorescentie en UV-detectie.

2.6. PCB

De PCB's worden uit het gevriesdroogde monster geëxtraheerd door middel van aceton en petroleumether. Na drogen, concentreren en ontzwavelen wordt een clean-up over aluminiumoxide en een fractionering over een silicagelkolom uitgevoerd. De eluaten zijn na het concentreren geschikt voor gaschromatografische analyse met behulp van capillaire gaschromatografie met elektroneninvangdetector.

D.2 Gegevens m.b.t. waterkwaliteit in de Beneden-Zeeschelde



LEGENDE

- Dieptelijnen
- Oeverlijnen
- | Ligging waterkwaliteitsmetingen VMM

Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde



Kaart: Ligging waterkwaliteitsmetingen VMM



Datum: 17/04/01
0 500 1000 1500 2000 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_010
Opmaak: B. Eykerman

De heer Jos Claessens
Ingenieur
Administratie Waterwegen en Zeewegen
Afdeling Maritieme Schelde
Tavernierkaai 3
2000 ANTWERPEN

22.03.2001

uw brief van	uw kenmerk	ons kenmerk	behandeld door	toestelnummer
		AMO/PD/MV/ed/01 1583	Martin Verdievel	(053)72.65.41

Waterkwaliteit Beneden – Zeeschelde

Geachte heer

Als bijlage sturen wij u een overzicht van de waterkwaliteitsgegevens van de Beneden – Zeeschelde. Het betreft volgende informatie:

- Bijlage 1: ligging van de VMM meetplaatsen op de Beneden – Zeeschelde en de evolutie van de Prati-index voor opgeloste zuurstof (PIO) en de Belgische Biotische Index (BBI);
- Bijlage 2: bijkomende uitleg aangaande de PIO en de BBI;
- Bijlage 3: evolutie van de opgeloste zuurstof;
- Bijlage 4: evolutie van het biochemisch zuurstof verbruik;
- Bijlage 5: evolutie van de concentraties ammoniakale stikstof;
- Bijlage 6: evolutie van nitraatconcentraties;
- Bijlage 7: evolutie van de concentratie zwevende stof;
- Bijlage 8: evolutie van de concentratie zink;
- Bijlage 9: evolutie van de concentratie lood.

Uit deze bijlagen kunnen volgende conclusies genomen worden:

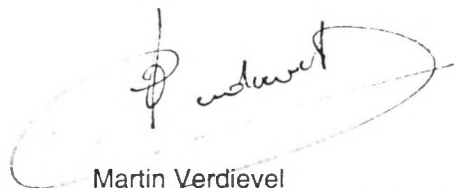
- 1) Er is een duidelijke lichte verbetering van de opgeloste zuurstof voor de meetplaatsen 154000 en 156000 en een stagnatie van de zuurstofconcentratie van de meetplaats 157000. Verder stroomopwaarts is er eveneens een verbetering van de zuurstofconcentratie, maar de concentratie opgeloste zuurstof blijft laag. Geen van de meetplaatsen voldoet aan de basiskwaliteitsnormen van minimaal 5 mg/l.
- 2) Het biochemisch zuurstofverbruik vertoont een lichte daling en er worden minder pieken gedetecteerd. In 2000 wordt voldaan aan de basiskwaliteitsnorm (max. 6 mg/l in 90% van de metingen en absoluut maximum van 9 mg/l).
- 3) Er wordt een daling van de maximale ammoniumconcentraties vastgesteld. De afgelopen jaren wordt de basiskwaliteitsnorm gehaald (maximum 5 mg N/l in 90% van de metingen en absoluut maximum van 7,5 mg N/l en de gemiddelde concentratie van maximaal 1 mg N/l).

bijlagen 9

- 4) De verbeterde zuurstofhuishouding wordt weerspiegeld in een stijgende tendens qua nitraatconcentraties. Dit is sterk zichtbaar op het punt 162000. De stijging op de punten 154000 en 154100 is zeer gering. Er is een duidelijke seizoenale invloed waarneembaar.
- 5) Voor de concentraties aan zwevende stoffen is er een licht dalende tendens. Er worden grote variaties vastgesteld binnen één jaar. De basiskwaliteitsnorm (< 50 mg/l in 90 % van de meting en absoluut maximum van 75 mg/l) wordt in 2000 bijna gehaald.
- 6) De basiskwaliteitsnorm van zink (maximum 200 µg/l in 90% van de metingen en absoluut maximum van 300 µg/l) wordt overal gehaald. Er is een duidelijke dalende trend waargenomen op de meetplaatsen 162000 en 159000.
- 7) De basiskwaliteitsnorm voor lood (maximum 50 µg Pb/l in 90% van de metingen en absoluut maximum van 75 µg/l) wordt gehaald. Er wordt een stabiele trendlijn vastgesteld op de meetplaatsen 154000 en 154100.

In de hoop u met deze info van dienst te zijn, verblijf ik.

Hoogachtend

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'M. Verdievel', enclosed within a large, loopy oval stroke.

Martin Verdievel
Coördinator Oppervlaktewatermeetnet

Waterloop	VMMNR Gemeente	OMSCHRIJVING MEETLOCATIE	x-coörd.
SCHELDE	154000 ANTWERPEN	Zandvliet; Berendrechtsluis, hoofdterm. Hessennatie	143392
SCHELDE	154100 ANTWERPEN	Zandvliet, grens Doel; vaargeul midden Schelde thv boei 87	141079
SCHELDE	155000 BEVEREN	Doel, Prosperpolder	141290
SCHELDE	156000 ANTWERPEN	Vaargeul, 200 m opw centrale van Doel	143200
SCHELDE	157000 ANTWERPEN	Lillo; vaargeul thv Liefkenshoek	144400
SCHELDE	158000 ANTWERPEN	Vaargeul thv Boudewijnsdijk, midden Schelde	146800
SCHELDE	159000 ANTWERPEN	Vaargeul, ca 200 m afw centrale van Kallo	145000
SCHELDE	160000 ANTWERPEN	vaargeul thv. loodswezen	151200
SCHELDE	160500 ANTWERPEN	Polderbos, afw Barbierbeek & industrie Hoboken	147500
SCHELDE	162000 HEMIKSEM	Kallebeekstraat, thv veerpont Kruibeke (Bazel)	147290

	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	PIO	BBI	BBI	BBI	BBI	BBI	BBI	BBI	BBI	BBI	BBI
y-coörd.	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
225937	5,1	5,4	4,6	4,2	4,3	4,0	3,3	3,2	2,7	3,9											
227032				4,0	4,7		4,0	4,1	3,1	3,9											
225850										3,7											
224100						4,7	4,1	4,8	3,7												
221000						5,5	4,4	5,1	4,0	4,6											
218900	7,8	8,6	7,6	5,7	6,6	6,3	4,6	5,9													
217000						7,1	5,5	6,3	4,9	5,5											
214140	9,8	10,0	8,4	6,6	8,4	8,8	7,1	8,0	5,7	6,5	2	1			2		2	2	4	2	2
208250										6,5										2	2
203670	9,7	9,8	9,6	10,0	8,9	8,8	9,7	9,0	5,8	7,5	1	1	1		1	2	2	3		3	3

Prati-index voor opgeloste zuurstof - PIO

Een belangrijke parameter voor de bespreking van de waterkwaliteit is de opgeloste zuurstof. De aanwezigheid van een voldoende hoge concentratie aan opgeloste zuurstof is van zeer groot belang voor het leven in het water en speelt een grote rol in zelfzuiverende processen van de waterloop.

De Italiaanse onderzoeker Prati ontwikkelde voor verscheidene parameters een transformatieformule om een gemeten waarde om te rekenen naar een onderling vergelijkbare kwaliteitsindex. Aan de hand van deze index kan de kwaliteitsklasse bepaald worden.

De VMM gebruikt voor de beoordeling van de waterkwaliteit de Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO). Deze index krijgt een slechte score bij lage zuurstofspanningen, maar ook bij oververzadiging; die treedt immers op bij eutrofiëring – een verschijnsel dat de kwaliteit aantast. De bekomen resultaten krijgen volgende beoordeling (let wel: een hogere index wijst op een slechtere kwaliteit):

Tabel 1- Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van de Prati-index voor opgeloste zuurstof

PIO	Klasse	Kleur	Beoordeling ('waterkwaliteitsklasse')
0 – 1	1	blauw	niet verontreinigd
> 1 – 2	2	groen	aanvaardbaar
> 2 – 4	3	geel	matig verontreinigd
> 4 – 8	4	oranje	verontreinigd
> 8	5	rood	zwaar verontreinigd

Biologisch meetnet - BBI

Bij de beoordeling van de biologische waterkwaliteit wordt gebruik gemaakt van de Belgische Biotische Index (BBI), steunend op de aan- of afwezigheid van macro-invertebraten in het water. Als macro-invertebraten beschouwt men met het blote oog waarneembare ongewervelden als insecten, weekdieren, kreeftachtigen, wormen, e.d.

De BBI integreert twee factoren: de aan- of afwezigheid van verontreinigingsgevoelige soortengroepen en de diversiteit (het totaal aantal aangetroffen soortengroepen).

De indexwaarde schommelt tussen 0 (zeer slechte kwaliteit) en 10 (zeer goede kwaliteit).

De bekomen resultaten krijgen volgende beoordeling:

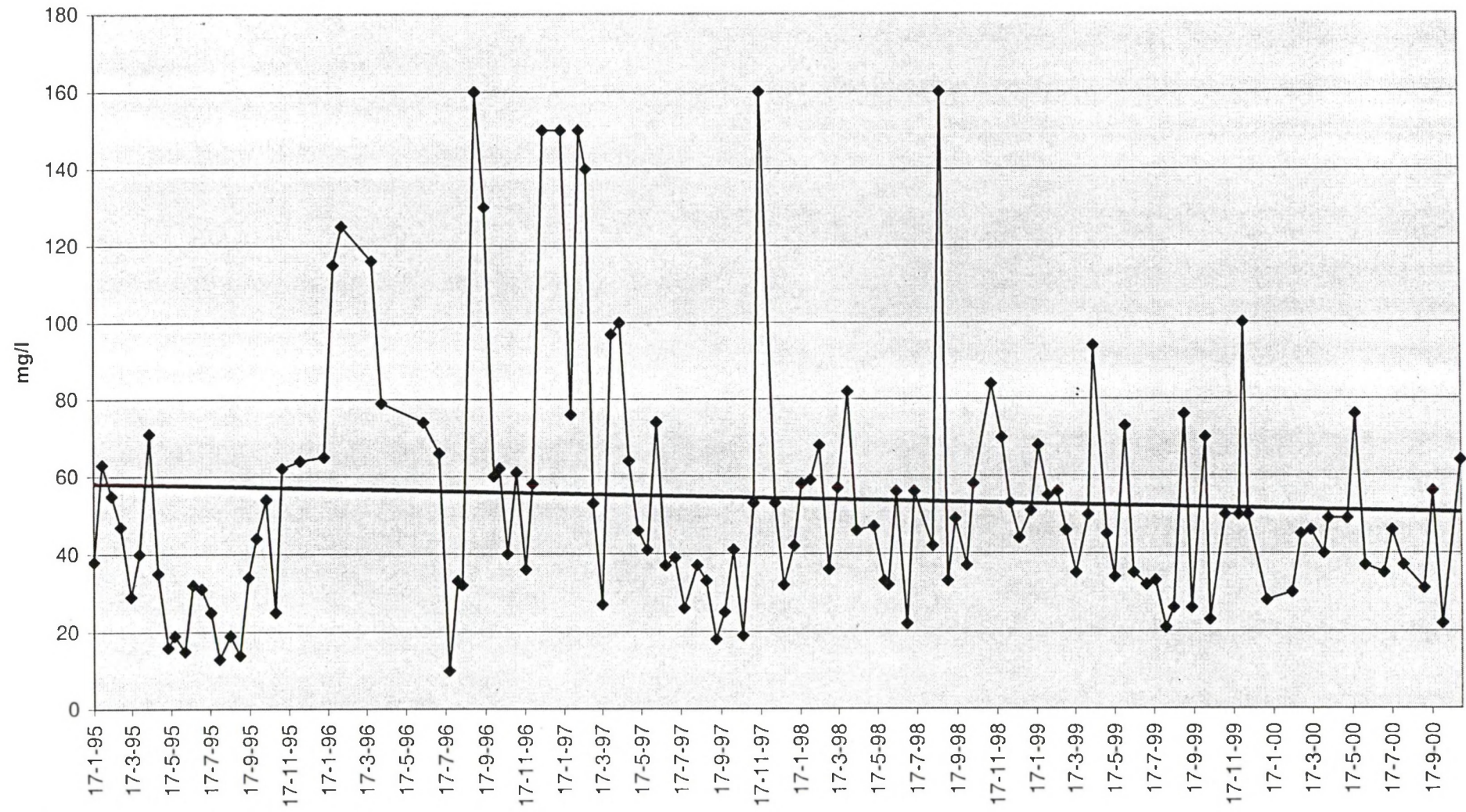
Tabel 2 - Beoordeling van de biologische waterkwaliteit op basis van de Belgische Biotische index

BBI	Kleur	Beoordeling
9 - 10	blauw	zeer goede kwaliteit
7 - 8	groen	goede kwaliteit
5 - 6	geel	matige kwaliteit
3 - 4	oranje	slechte kwaliteit
1 - 2	rood	zeer slechte kwaliteit
0	zwart	uiterst slechte kwaliteit

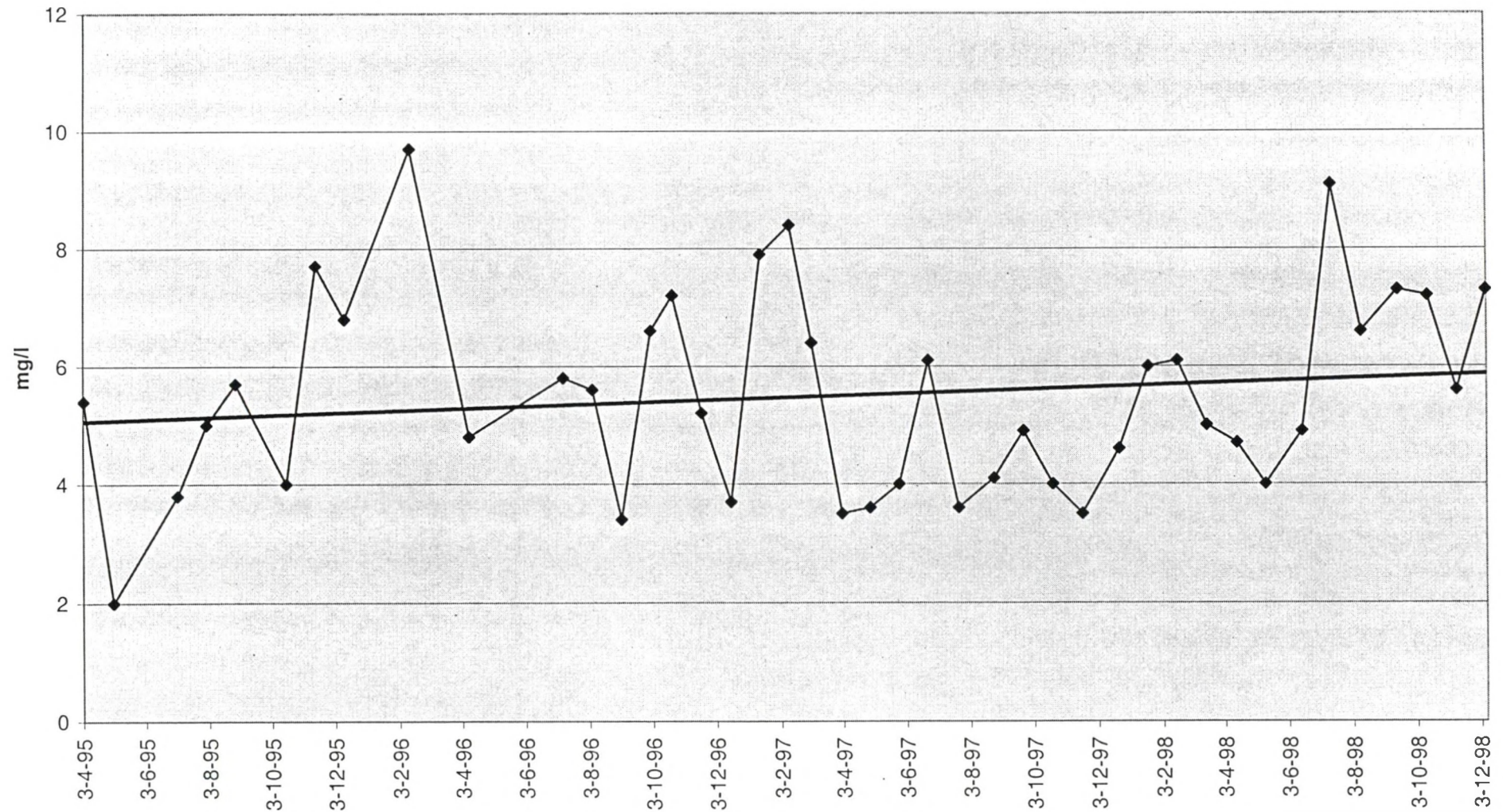
Het biologisch onderzoek evalueert de kwaliteit van een waterloop als biotoop. De fysisch-chemische kwaliteit van de waterkolom is daar slechts één – zij het uiterst belangrijk – onderdeel van. De kwaliteit van de waterbodem en de fysische of structuurkenmerken van de waterloop zijn andere belangrijke elementen.

De Belgische Biotische Index geeft een geïntegreerd beeld van de chemische, biotische en fysische karakteristieken van zowel de waterkolom, als de waterbodem, de oevers, enz. De BBI evalueert daarenboven de kwaliteit over een ruimere tijdsperiode.

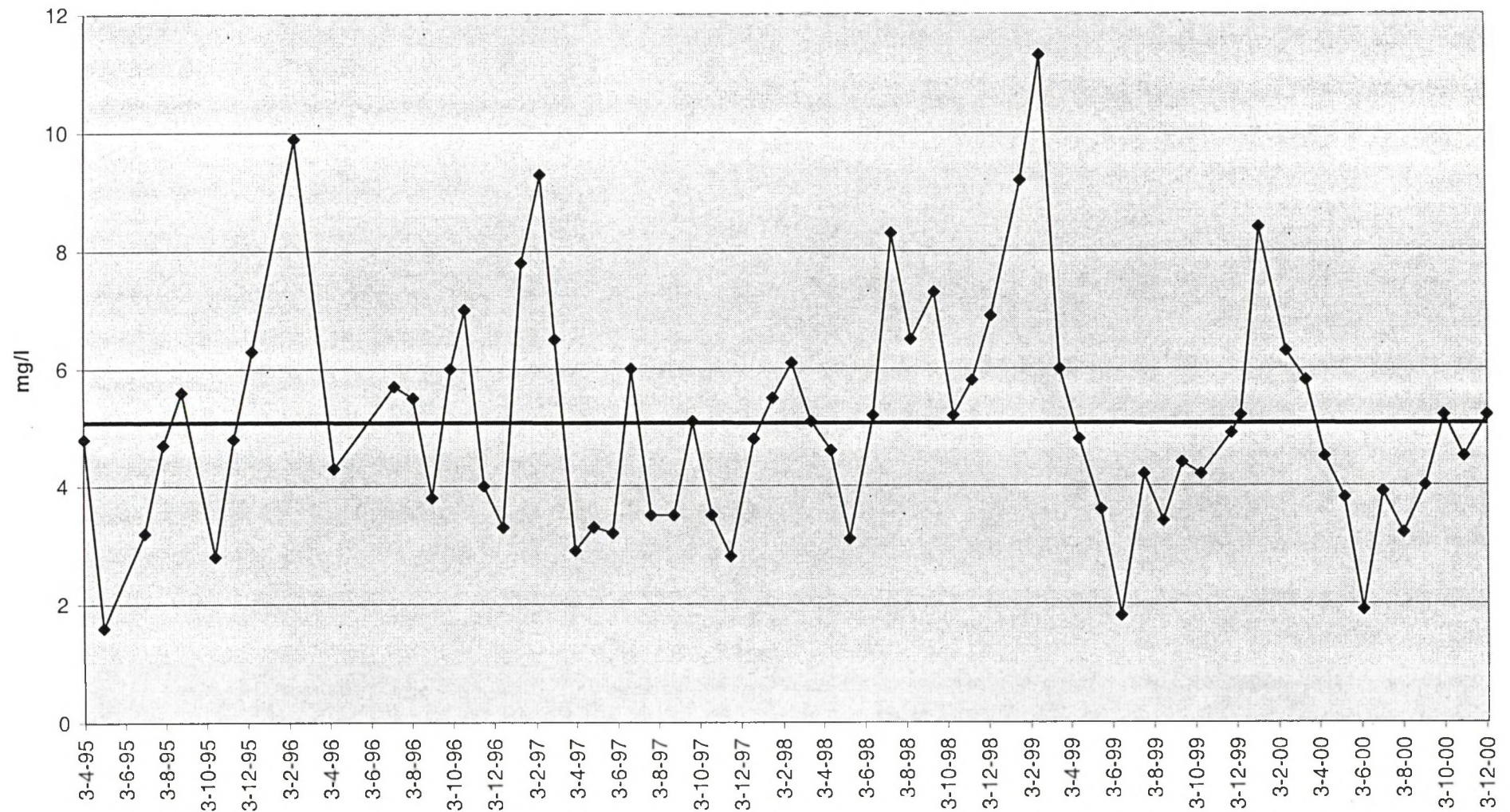
Zwevende stoffen 154000 Schelde



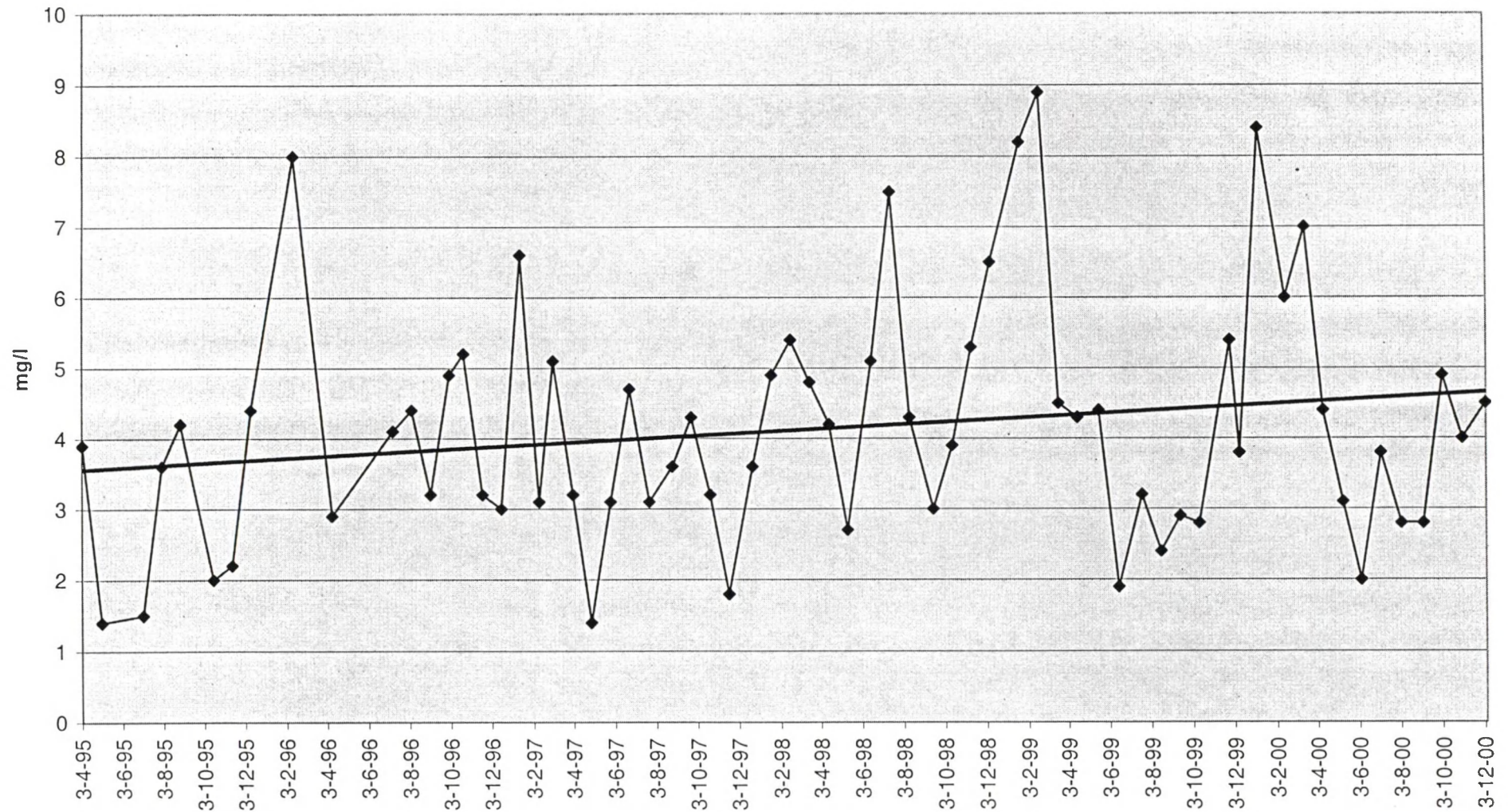
Opgeloste zuurstof 156000 Schelde



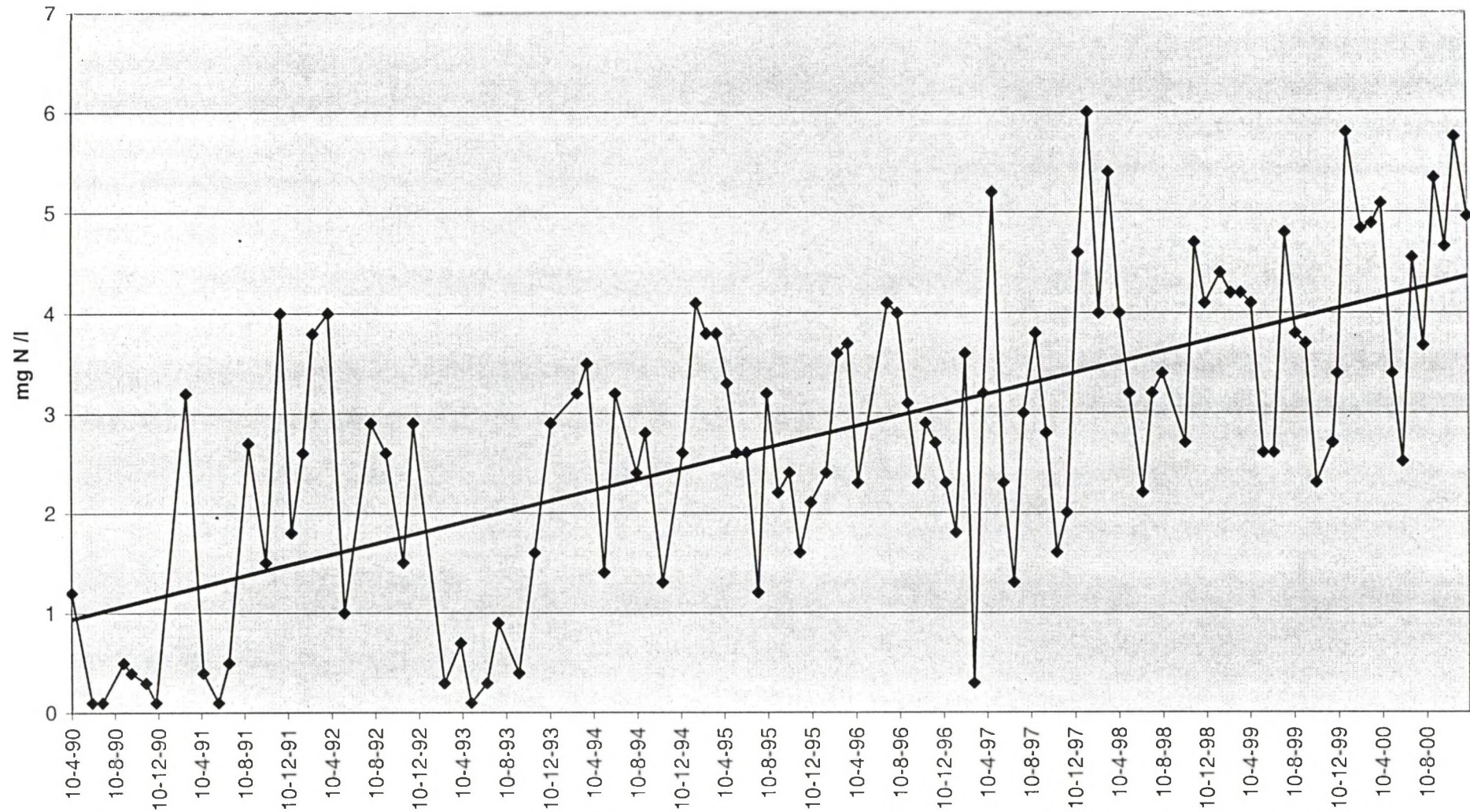
Opgeloste zuurstof 157000 Schelde



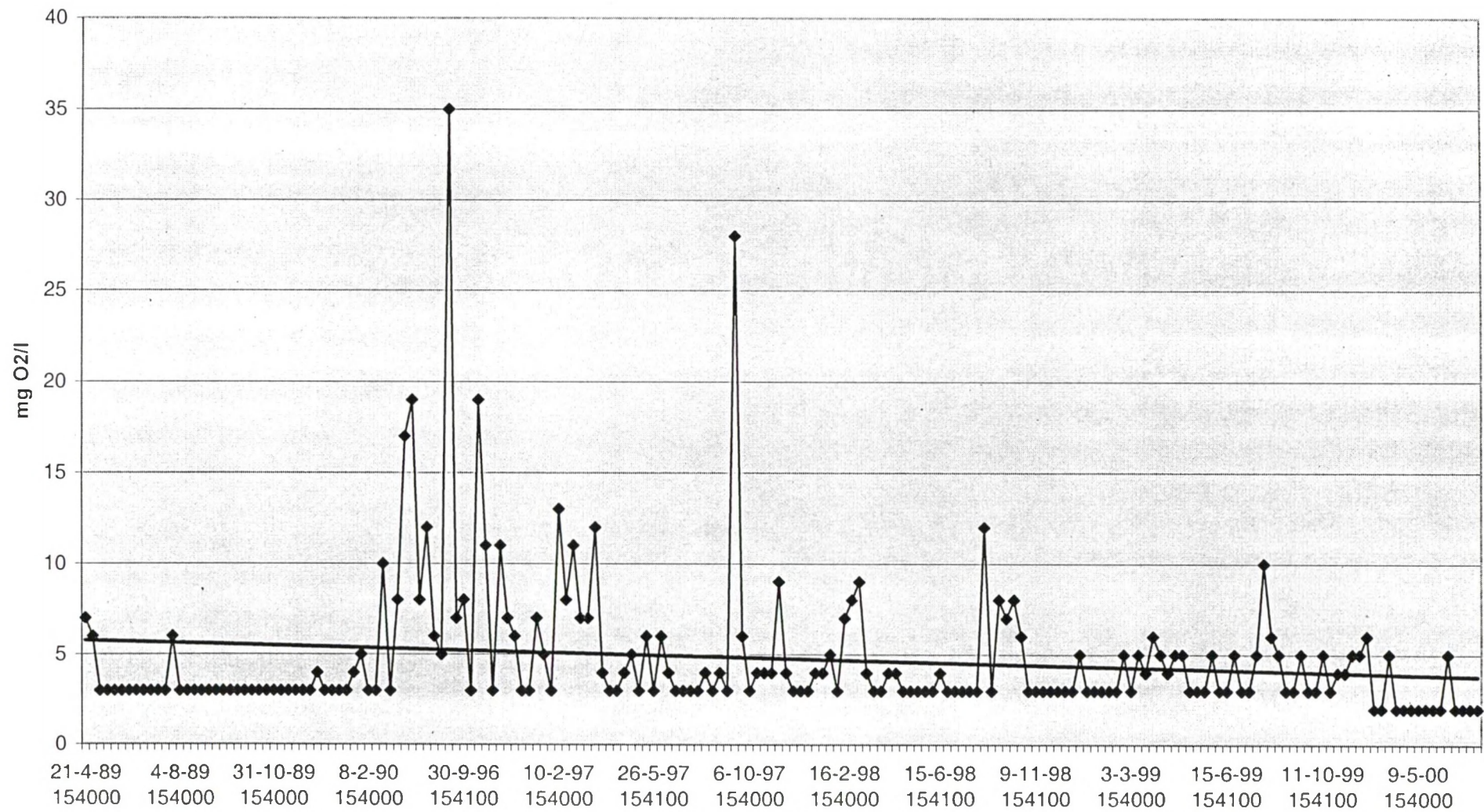
Opgeloste zuurstof 159000 Schelde



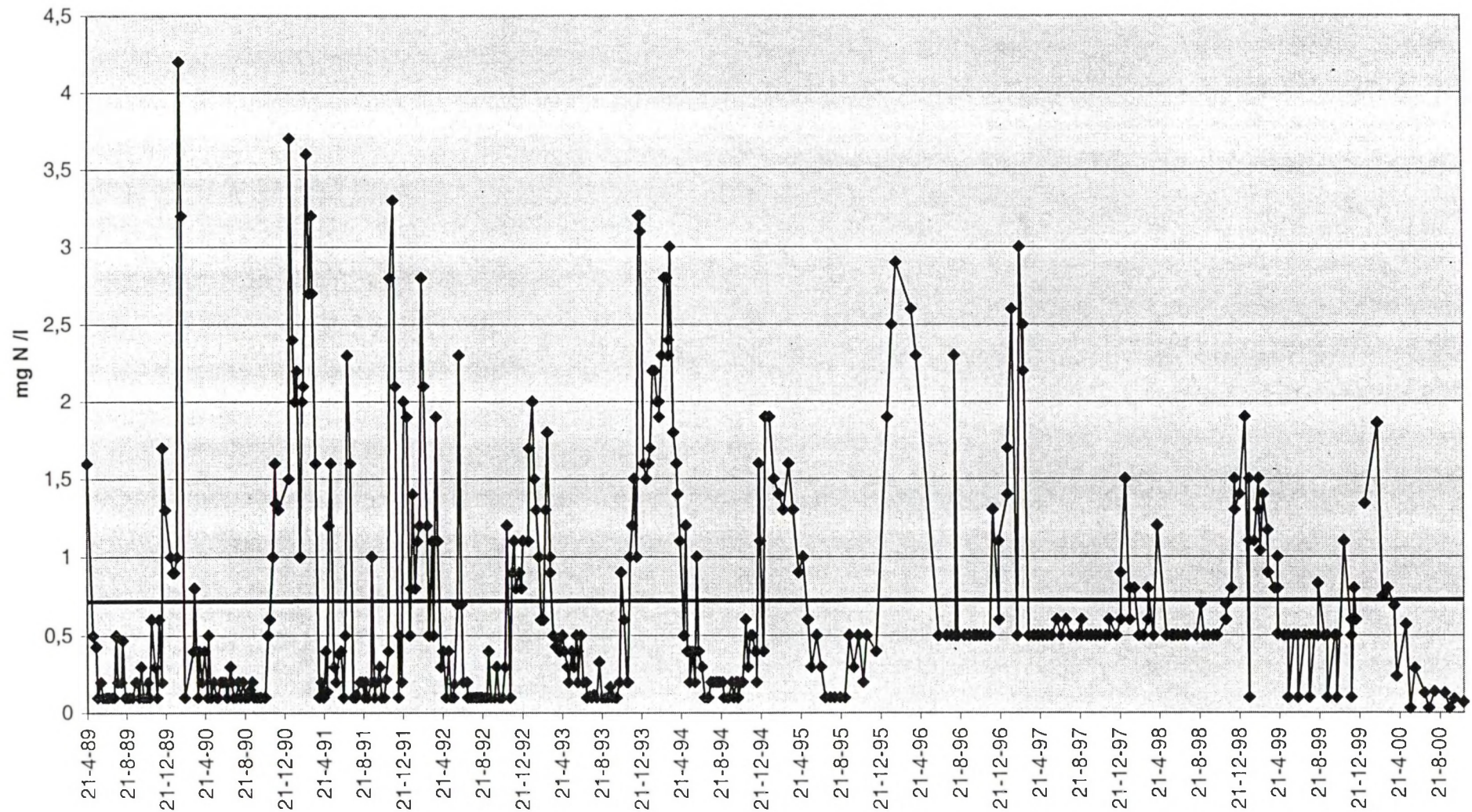
Nitraat 162000 Schelde



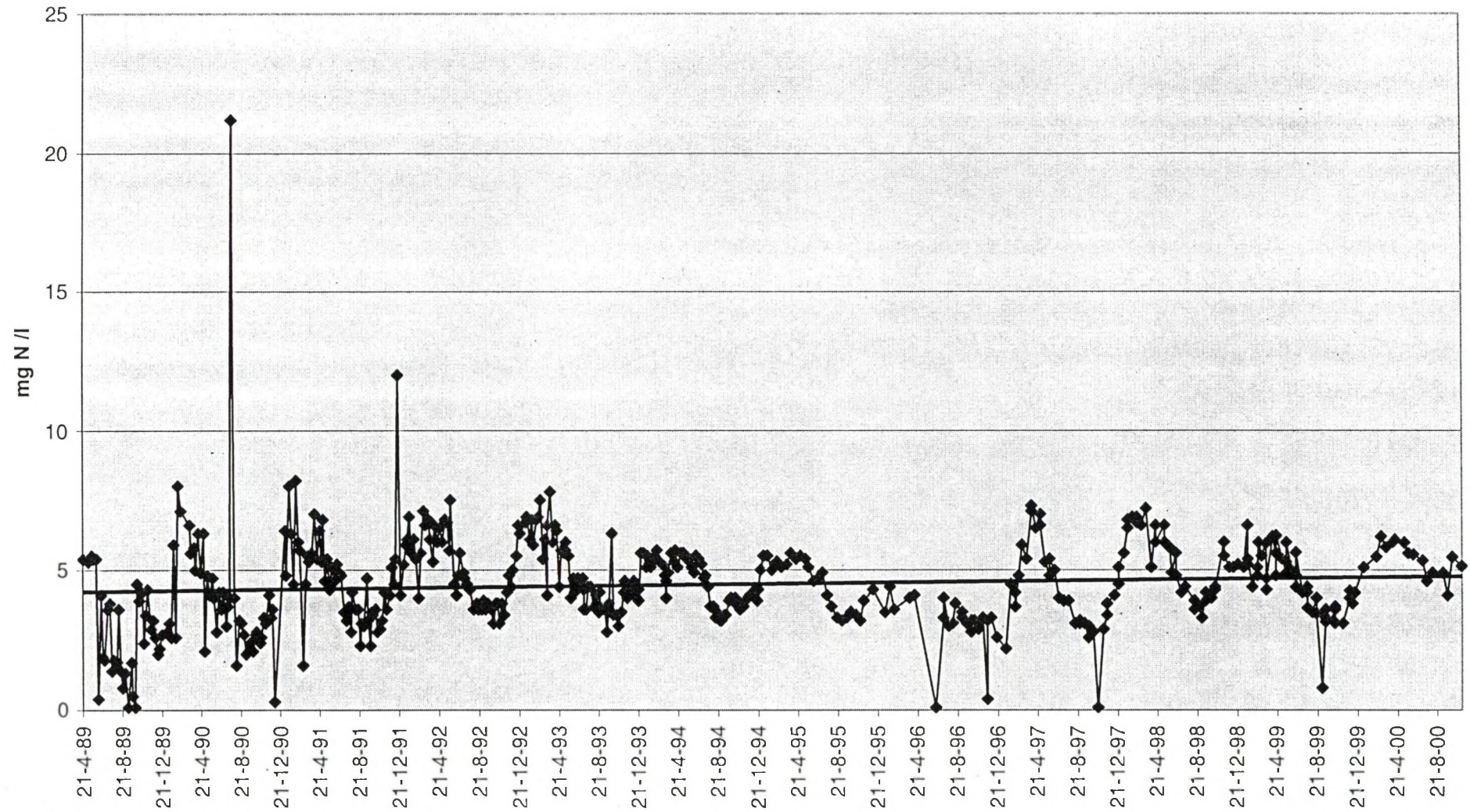
Biochemische zuurstofvraag 154000 / 154100 Schelde



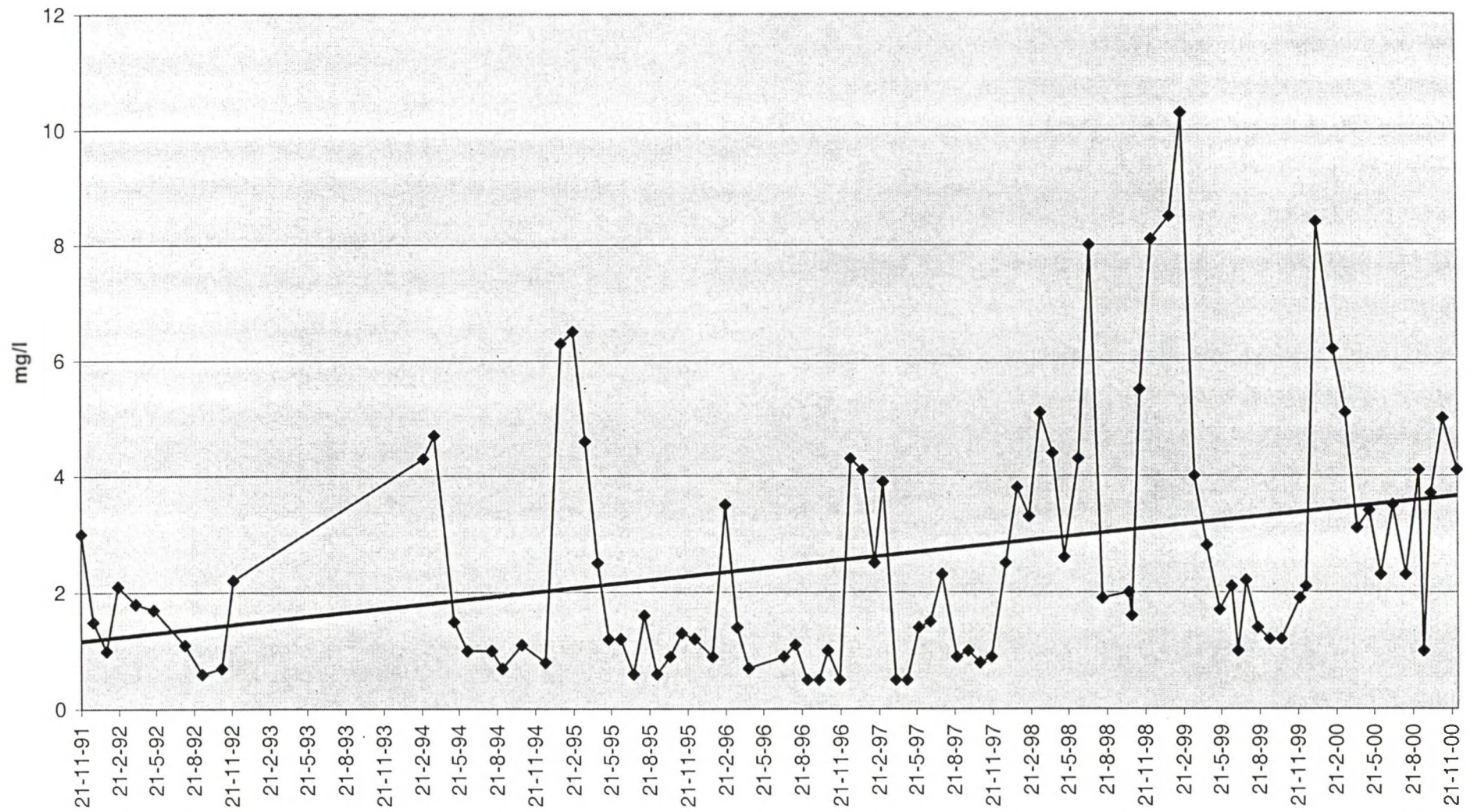
Ammonium 154000 154100 Schelde



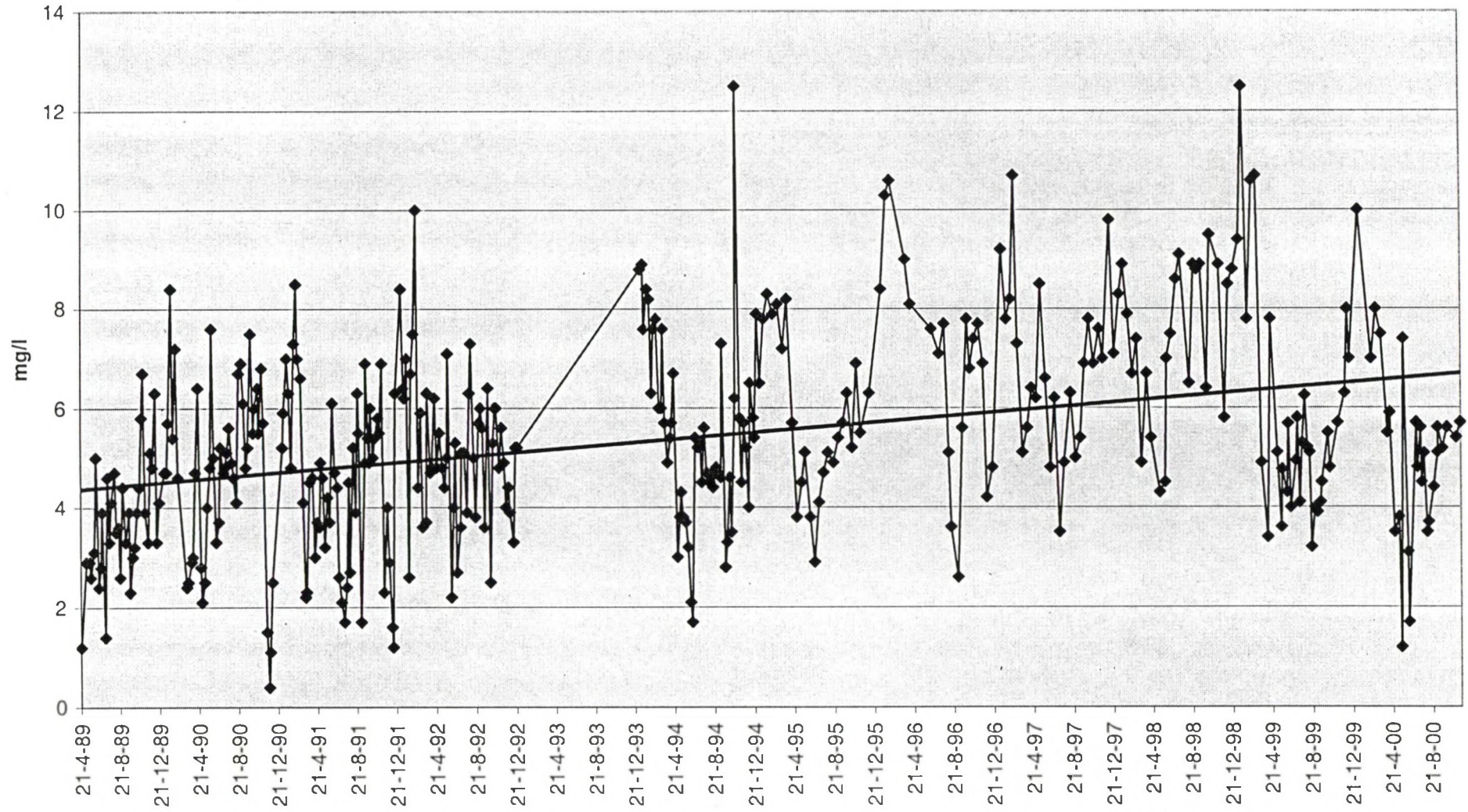
Nitraat 1540 154100



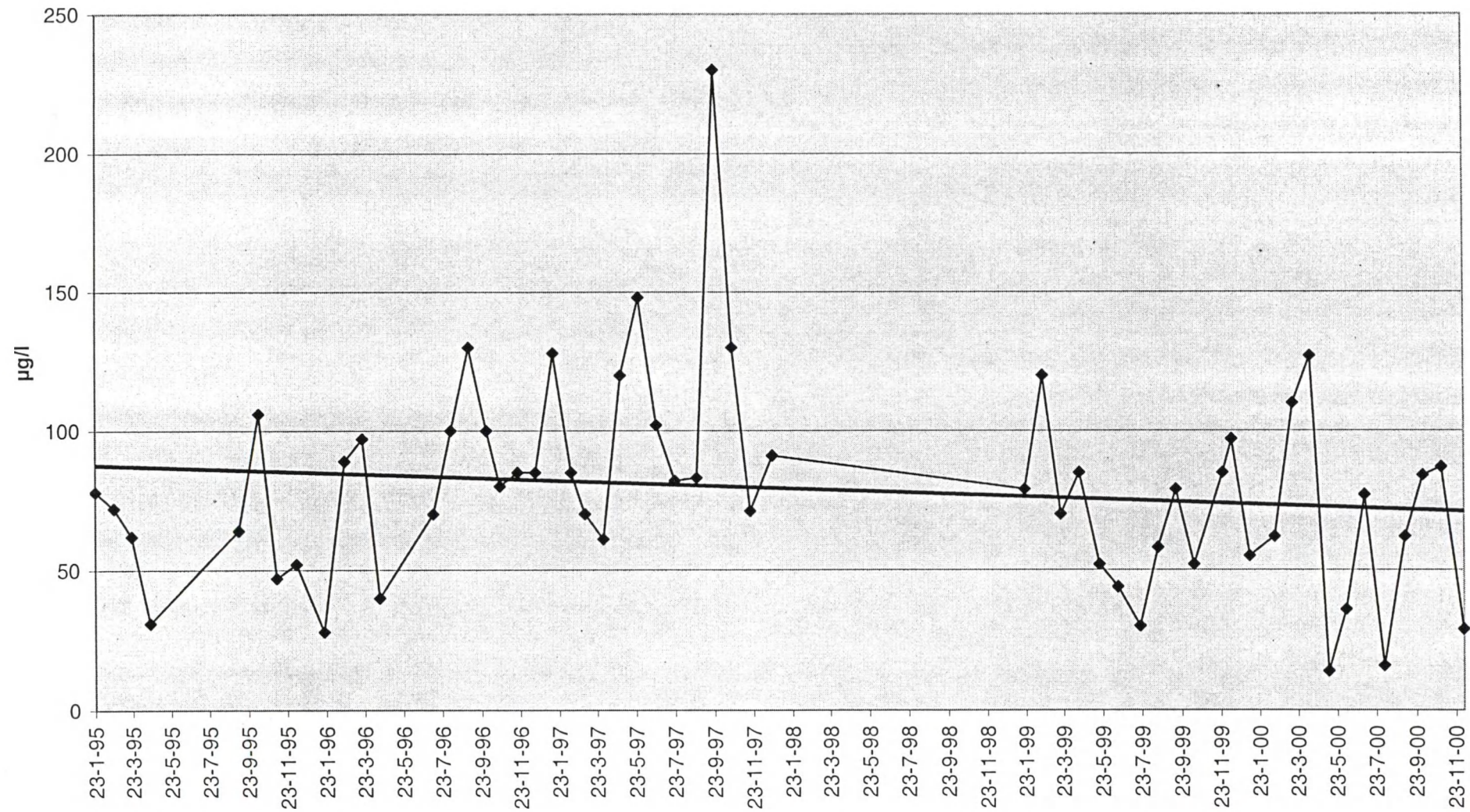
Opgeloste zuurstof 162000 Schelde



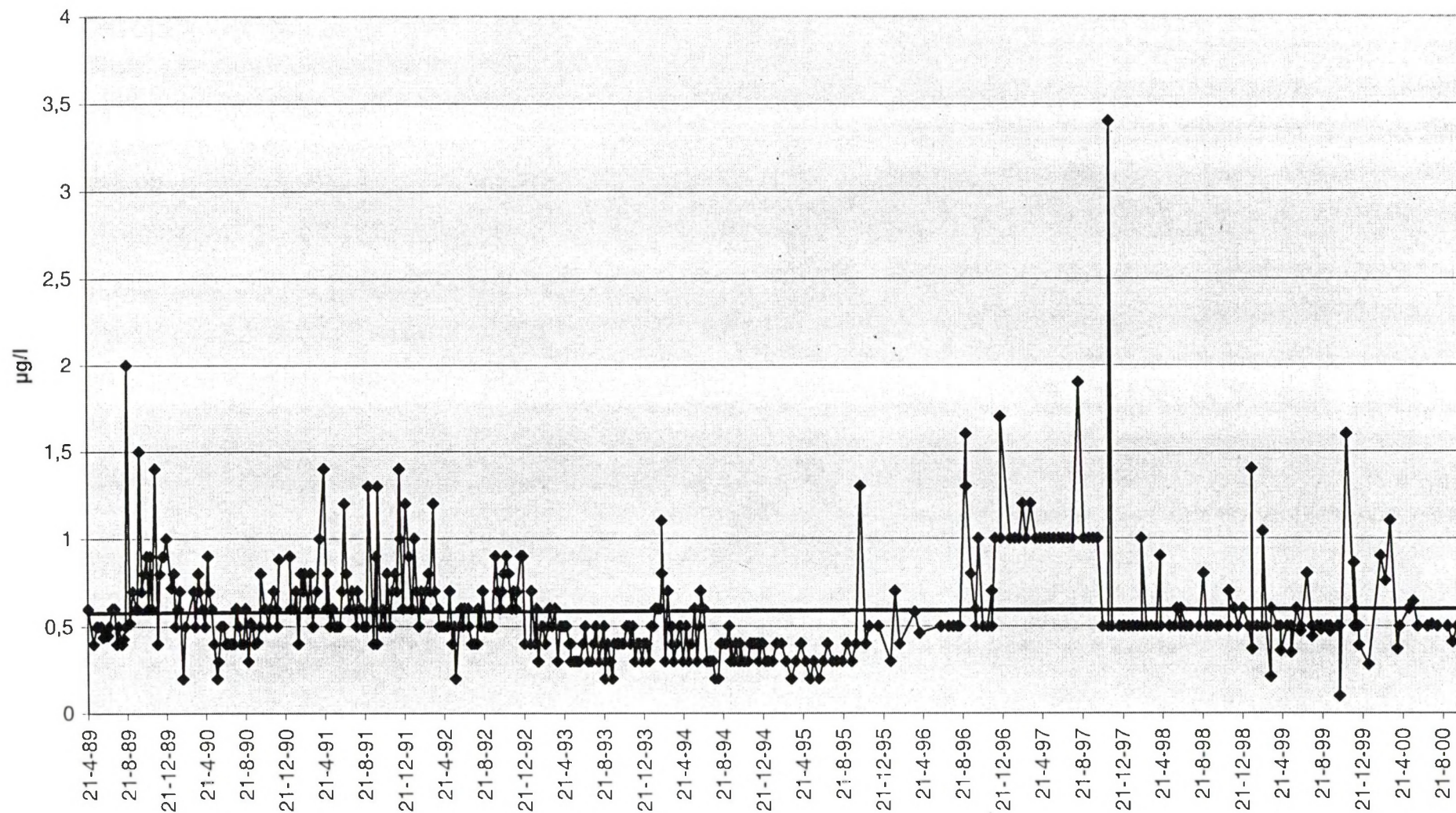
Opgeloste Zuurstof 154000 Schelde



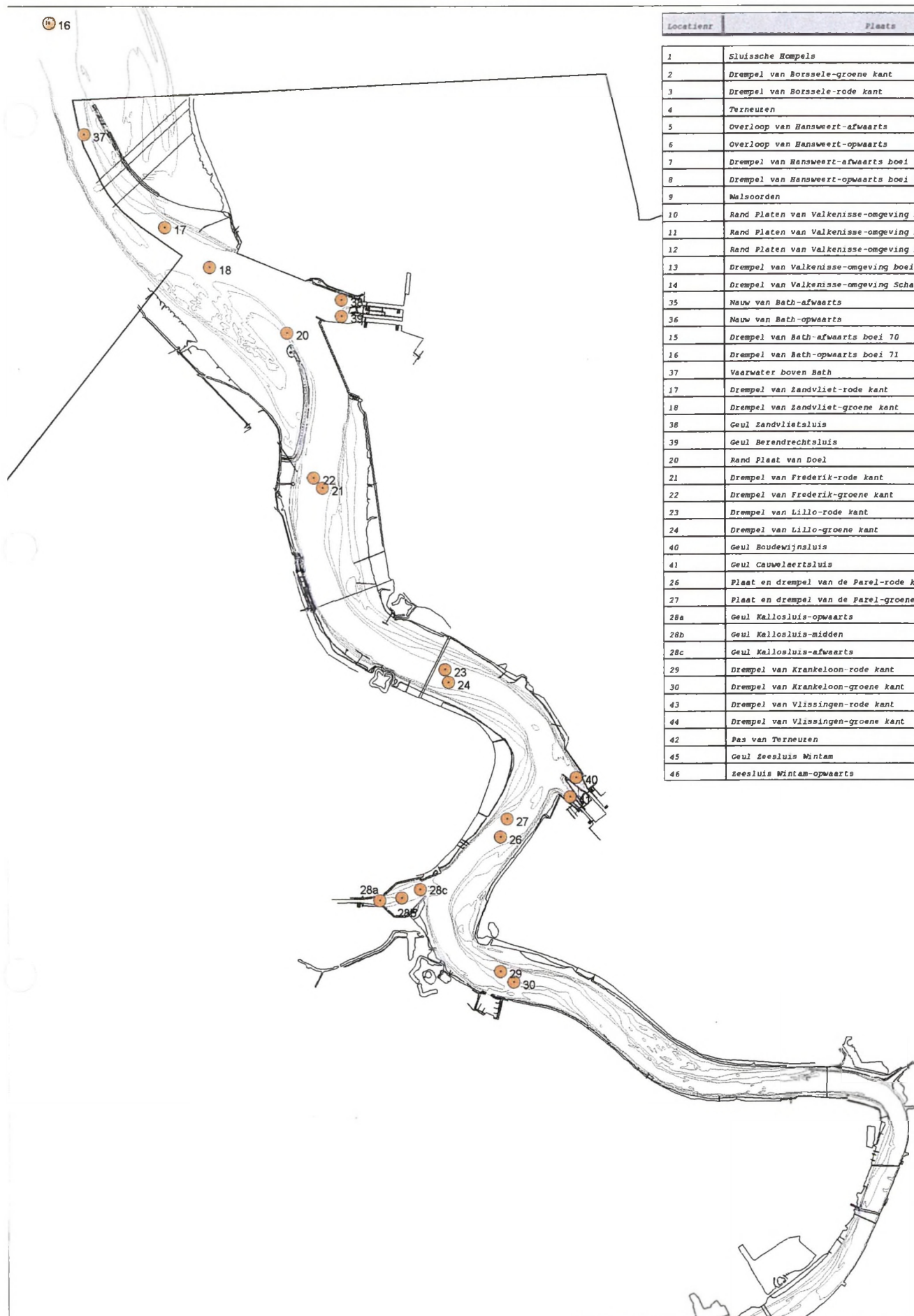
Zink (totaal) 162000 Schelde



Lood (totaal) 154000 154100 Schelde



**D.3 Gegevens m.b.t. kwaliteit baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde –
Resultaten jaarlijkse monitoring door VMM van de baggerlocaties
en toetsing door Ecolas voor 1999 en 2000**



Locatienr	Plaats
1	Sluissche Rempels
2	Drempel van Borssele-groene kant
3	Drempel van Borssele-rode kant
4	Terneuzen
5	Overloop van Hansweert-afwaarts
6	Overloop van Hansweert-opwaarts
7	Drempel van Hansweert-afwaarts boei 51
8	Drempel van Hansweert-opwaarts boei 51
9	Malsoorden
10	Rand Platen van Valkenisse-omgeving boei 52
11	Rand Platen van Valkenisse-omgeving boei 56
12	Rand Platen van Valkenisse-omgeving boei 60
13	Drempel van Valkenisse-omgeving boei 64
14	Drempel van Valkenisse-omgeving Schaarboei
35	Nauw van Bath-afwaarts
36	Nauw van Bath-opwaarts
15	Drempel van Bath-afwaarts boei 70
16	Drempel van Bath-opwaarts boei 71
37	Vaarwater boven Bath
17	Drempel van Zandvliet-rode kant
18	Drempel van Zandvliet-groene kant
38	Geul Zandvlietsluis
39	Geul Berendrechtsluis
20	Rand Plaat van Doel
21	Drempel van Frederik-rode kant
22	Drempel van Frederik-groene kant
23	Drempel van Lillo-rode kant
24	Drempel van Lillo-groene kant
40	Geul Boudewijnsdijk
41	Geul Cauwelaertsluis
26	Plaats en drempel van de Farel-rode kant
27	Plaats en drempel van de Farel-groene kant
28a	Geul Kallosluis-opwaarts
28b	Geul Kallosluis-midden
28c	Geul Kallosluis-afwaarts
29	Drempel van Krankeloon-rode kant
30	Drempel van Krankeloon-groene kant
43	Drempel van Vlissingen-rode kant
44	Drempel van Vlissingen-groene kant
42	Pas van Terneuzen
45	Geul Zeesluis Wintam
46	zeesluis Wintam-opwaarts

LEGENDE

- Dieptelijnen
- Oeverlijnen
- Ligging waterbodempkwaliteitsmetingen VMM

Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde

IMDC

Kaart: Ligging waterbodempkwaliteitsmetingen VMM



Datum: 17/04/01
1000 2000 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_011
Opmaak: B. Eykerman

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			B(a)A µg/kg	B(ghi)Pe µg/kg	B(a)P µg/kg	Fen µg/kg	IP µg/kg	Pyr µg/kg	dBz(ah)An µg/kg	Ant µg/kg
G-2000-00089	26/01/00	S38	130	450	430	290	540	470	82	100
G-2000-00090	26/01/00	S39	120	450	390	290	510	410	120	94
G-2000-00091	26/01/00	S40	220	500	530	380	610	480	170	110
G-2000-00092	26/01/00	S41	160	430	370	330	570	400	100	110
G-2000-00093	26/01/00	S28b	95	310	380	290	560	510	110	110
G-2000-00099	26/01/00	S17	82	180	160	130	200	170	32	39
G-2000-00100	26/01/00	S18	90	200	180	130	220	200	25	46
G-2000-00101	26/01/00	S20	23	66	60	41	88	60	24	13
G-2000-00103	26/01/00	S21	120	220	240	160	270	320	60	56
G-2000-00166	8/02/00	S23	84	150	200	100	220	270	87	48
G-2000-00167	8/02/00	S24	74	130	150	95	180	170	31	34
G-2000-00168	8/02/00	S27	32	68	82	50	94	87	23	22
G-2000-00169	8/02/00	S26	18	46	52	32	53	52	6,1	15
G-2000-00170	8/02/00	S28c	140	660	420	320	620	610	17	130
G-2000-00171	8/02/00	S28a	170	640	410	310	570	480	140	120
G-2000-00172	8/02/00	S29	8,8	34	22	10	25	25	1,8	4,7
G-2000-00173	8/02/00	S30	14	17	20	10	23	25	2,8	5,9
G-2000-00174	8/02/00	S46	68	37	71	30	93	78	1,3	10
G-2000-00175	8/02/00	S47	33	48	49	30	63	33	2,4	12
G-2000-00176	8/02/00	S45	160	570	420	460	620	720	32	130
G-2000-00196	9/02/00	S15	<0,1	<0,4	<0,3	<0,5	<0,7	<0,2	<0,1	<0,1
G-2000-00198	9/02/00	S16	<0,1	1,9	1,2	1,7	2	5,3	<0,1	0,24

		B(b)Flu µg/kg	B(k)Flu µg/kg	Chr µg/kg	Flu µg/kg	Naft µg/kg	PCB 28+31 µg/kg	PCB 52 µg/kg	PCB 101 µg/kg		
G-2000-00089	26/01/00	S38	Geul Zandvlietsluis	560	240	320	620	130	<0.05	1.5	7.5
G-2000-00090	26/01/00	S39	Geul Berendrechtsluis	510	220	290	480	110	<0.05	1	7.3
G-2000-00091	26/01/00	S40	Geul Boudewijnsluis	620	290	430	730	39	<0.05	<0.1	5.2
G-2000-00092	26/01/00	S41	Geul Van Cauwelaertsluis	490	230	360	480	170	0.3	1.7	8.1
G-2000-00093	26/01/00	S28b	Geul Kallosluis - midden	560	230	300	530	160	<0.05	2.4	<0.05
G-2000-00099	26/01/00	S17	Drempel van Zandvliet - rode kant	160	90	150	240	36	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-00100	26/01/00	S18	Drempel van Zandvliet - groene kant	200	100	160	260	13	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-00101	26/01/00	S20	Rand Plaats van Doel	69	33	52	97	10	<0.05	0.7	1.6
G-2000-00103	26/01/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant	290	130	210	360	18	<0.05	<0.05	0.7
G-2000-00166	8/02/00	S23	Drempel van Lillo - rode kant	260	110	170	320	18	0.9	2.1	3.7
G-2000-00167	8/02/00	S24	Drempel van Lillo - groene kant	170	84	150	220	29	<0.05	0.9	1.7
G-2000-00168	8/02/00	S27	Plaats en drempel van de Parel - groene kant	100	46	76	96	14	<0.05	0.7	1.4
G-2000-00169	8/02/00	S26	Plaats en drempel van de Parel - rode kant	28	29	46	66	12	<0.05	0.4	0.9
G-2000-00170	8/02/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	530	260	390	600	50	1.5	4.2	9.2
G-2000-00171	8/02/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	450	260	400	750	91	0.8	3.3	6.7
G-2000-00172	8/02/00	S29	Drempel van Krangleloon - rode kant	24	14	20	37	2.9	<0.05	<0.05	0.4
G-2000-00173	8/02/00	S30	Drempel van Krangleloon - groene kant	23	11	23	33	<2.2	<0.05	<0.1	0.2
G-2000-00174	8/02/00	S46	Zeesluis Wintam - opwaarts	80	39	83	130	2.2	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-00175	8/02/00	S47	Zeesluis Wintam - afwaarts	56	28	51	61	28	<0.05	<0.05	0.7
G-2000-00176	8/02/00	S45	Geul zeesluis Wintam	610	270	450	880	200	1.9	4.3	13
G-2000-00196	9/02/00	S15	Drempel van Bath - afwaarts boei 70	0,31	<0.2	<0.1	<0.3	<0.7	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-00198	9/02/00	S16	Drempel van Bath - opwaarts boei 70	1,6	0,79	0,67	1,9	<0.7	<0.05	<0.05	<0.05

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeescheide 2000

			PCB 118 µg/kg	PCB 138 µg/kg	PCB 153 µg/kg	PCB 180 µg/kg	Aldrin µg/kg	Dieldrin µg/kg	Endrin µg/kg
G-2000-00089	S38	Geul Zandvlietluis	3,8	13	12	7,5	<0,05	<0,05	0,5
G-2000-00090	S39	Geul Berendrecht-luis	3,6	14	13	7,8	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00091	S40	Geul Boudewijns-luis	2,3	9,8	9,2	5,9	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00092	S41	Geul Van Cauwelaerts-luis	3,8	15	13	8,5	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00093	S28b	Geul Kallosluis - midden	4,6	17	16	11	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00099	S17	Drempel van Zandvliet - rode kant	<0,05	2	2,2	1,2	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00100	S18	Drempel van Zandvliet - groene kant	<0,05	2,6	3,2	1,8	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00101	S20	Rand Plaat van Doel	0,8	4,9	3,2	2,4	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00103	S21	Drempel van Frederik - rode kant	1,1	3,6	5	3,4	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00166	S23	Drempel van Lillo - rode kant	2,1	8,1	6,6	4,7	<0,05	<0,05	
G-2000-00167	S24	Drempel van Lillo - groene kant	1	5,8	3,8	2,8	<0,05	0,7	
G-2000-00168	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant	0,9	4,8	2,9	2,1	<0,05	<0,05	
G-2000-00169	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant	0,2	3,4	1,9	2,4	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00170	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	6,4	21	19	15	<0,05	1,7	
G-2000-00171	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	4,6	15	14	12	<0,05	1,6	
G-2000-00172	S29	Drempel van Krankeloon - rode kant	0,2	1	0,8	0,7	<0,05	<0,05	
G-2000-00173	S30	Drempel van Krankeloon - groene kant	0,2	0,7	0,3	0,3	<0,05	<0,05	
G-2000-00174	S46	Zeesluis Wintam - opwaarts	<0,05	0,8	0,4	0,3	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00175	S47	Zeesluis Wintam - afwaarts	0,5	0,5	0,8	0,5	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00176	S45	Geul zeesluis Wintam	8,2	17	24	20	<0,05	1,7	<0,05
G-2000-00196	S15	Drempel van Bath - afwaarts boei 70	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00198	S16	Drempel van Bath - opwaarts boei 70	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

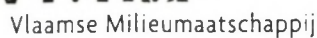
Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeescheide 2000

			opDDD	opDDE	opDDT	pp'DDD	pp'DDE	pp'DDT	aEndo	aHCH
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
G-2000-00089	26/01/00	S38	Geul Zandvlietsluis	0,7	<0,05	<0,05	1,4	0,9	<0,05	<0,05
G-2000-00090	26/01/00	S39	Geul Berendrechtlsuis	<0,05	<0,05	<0,05	1,8	0,9	<0,05	<0,05
G-2000-00091	26/01/00	S40	Geul Boudewijnsluis	0,5	<0,05	<0,05	0,5	0,6	<0,05	<0,05
G-2000-00092	26/01/00	S41	Geul Van Cauwelaertsluis	<0,05	<0,05	<0,05	1,9	1,2	<0,05	<0,05
G-2000-00093	26/01/00	S28b	Geul Kallosluis - midden	<0,05	<0,05	<0,05	2	2	<0,05	<0,05
G-2000-00099	26/01/00	S17	Drempel van Zandvliet - rode kant	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00100	26/01/00	S18	Drempel van Zandvliet - groene kant	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00101	26/01/00	S20	Rand Plaat van Doel	<0,05	0,3	<0,05	1,4	1,2	<0,05	0,3
G-2000-00103	26/01/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant	<0,05	<0,05	<0,05	0,7	1	3,3	<0,05
G-2000-00166	8/02/00	S23	Drempel van Lillo - rode kant	<0,05	0,6	<0,05	1,9	1,5	1,1	<0,05
G-2000-00167	8/02/00	S24	Drempel van Lillo - groene kant	<0,05	0,3	<0,05	1,9	1,2	0,9	<0,05
G-2000-00168	8/02/00	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant	<0,05	0,4	<0,05	1,7	1,7	10	<0,05
G-2000-00169	8/02/00	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant	<0,05	0,2	<0,05	1,3	0,8	<0,05	<0,05
G-2000-00170	8/02/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	1,3	1,4	<0,05	4,2	4,7	1,3	<0,05
G-2000-00171	8/02/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	1,6	1,2	<0,05	3,9	3,2	0,7	0,3
G-2000-00172	8/02/00	S29	Drempel van Krankeloon - rode kant	<0,05	0,1	<0,05	0,4	0,2	<0,05	<0,05
G-2000-00173	8/02/00	S30	Drempel van Krankeloon - groene kant	<0,05	<0,05	<0,05	0,3	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00174	8/02/00	S46	Zeesluis Wintam - opwaarts	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00175	8/02/00	S47	Zeesluis Wintam - afwaarts	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00176	8/02/00	S45	Geul zeesluis Wintam	2,7	<0,05	<0,05	5	5,2	5,9	0,8
G-2000-00196	9/02/00	S15	Drempel van Bath - afwaarts boei 70	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-00198	9/02/00	S16	Drempel van Bath - opwaarts boei 70	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

		bHCH µg/kg	gHCH µg/kg	eHCH µg/kg	cHpCEpx µg/kg	tHpCEpx µg/kg	HpC µg/kg	HCbZ µg/kg	TOC gC/kg
G-2000-00089	26/01/00	S38	Geul Zandvlietsluis	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	40
G-2000-00090	26/01/00	S39	Geul Berendrechtlsuis	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	39
G-2000-00091	26/01/00	S40	Geul Boudewijnsluis	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	43
G-2000-00092	26/01/00	S41	Geul Van Cauwelaertsuis	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	36
G-2000-00093	26/01/00	S28b	Geul Kallosluis - midden	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	43
G-2000-00099	26/01/00	S17	Drempel van Zandvliet - rode kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	13
G-2000-00100	26/01/00	S18	Drempel van Zandvliet - groene kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	16
G-2000-00101	26/01/00	S20	Rand Plaat van Doel	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	6
G-2000-00103	26/01/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	17
G-2000-00166	8/02/00	S23	Drempel van Lillo - rode kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	15
G-2000-00167	8/02/00	S24	Drempel van Lillo - groene kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	13
G-2000-00168	8/02/00	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	11
G-2000-00169	8/02/00	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	5,6
G-2000-00170	8/02/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	<0.05	0,1	<0.05	<0.05	<0.05	48
G-2000-00171	8/02/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	<0.05	0,2	<0.05	<0.05	<0.05	46
G-2000-00172	8/02/00	S29	Drempel van Krankeloon - rode kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	3,1
G-2000-00173	8/02/00	S30	Drempel van Krankeloon - groene kant	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1,7
G-2000-00174	8/02/00	S46	Zeesluis Wintam - opwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	2,4
G-2000-00175	8/02/00	S47	Zeesluis Wintam - afwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	2,4
G-2000-00176	8/02/00	S45	Geul zeesluis Wintam	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	51
G-2000-00196	9/02/00	S15	Drempel van Bath - afwaarts boei 70	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.4
G-2000-00198	9/02/00	S16	Drempel van Bath - opwaarts boei 70	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0,8

			EAS tce mg/kg	EOX mgCl/kg
G-2000-00089	26/01/00	S38	Geul Zandvlietsluis	690 3
G-2000-00090	26/01/00	S39	Geul Berendrechtsluis	600 2,3
G-2000-00091	26/01/00	S40	Geul Boudewijnsluis	700 3
G-2000-00092	26/01/00	S41	Geul Van Cauwelaertsluis	640 3,2
G-2000-00093	26/01/00	S28b	Geul Kallosluis - midden	740 3,1
G-2000-00099	26/01/00	S17	Drempel van Zandvliet - rode kant	140 0,54
G-2000-00100	26/01/00	S18	Drempel van Zandvliet - groene kant	190 0,95
G-2000-00101	26/01/00	S20	Rand Plaat van Doel	65 0,48
G-2000-00103	26/01/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant	220 1,5
G-2000-00166	8/02/00	S23	Drempel van Lillo - rode kant	320 1,2
G-2000-00167	8/02/00	S24	Drempel van Lillo - groene kant	190 1,2
G-2000-00168	8/02/00	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant	110 0,53
G-2000-00169	8/02/00	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant	65 0,36
G-2000-00170	8/02/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	860 4,4
G-2000-00171	8/02/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	820 3,7
G-2000-00172	8/02/00	S29	Drempel van Krankeloon - rode kant	30 0,23
G-2000-00173	8/02/00	S30	Drempel van Krankeloon - groene kant	18 0,31
G-2000-00174	8/02/00	S46	Zeesluis Wintam - opwaarts	19 <0,2
G-2000-00175	8/02/00	S47	Zeesluis Wintam - afwaarts	23 <0,2
G-2000-00176	8/02/00	S45	Geul zeesluis Wintam	1110 5,5
G-2000-00196	9/02/00	S15	Drempel van Bath - afwaarts boei 70	1,5 <0,1
G-2000-00198	9/02/00	S16	Drempel van Bath - opwaarts boei 70	1,9 <0,1



Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			Gran<2 %	Ast mg/kg	Cdt mg/kg	Crt mg/kg	Cut mg/kg	Hg t mg/kg	Nit mg/kg	Pbt mg/kg	Znt mg/kg
			17,43	24	4	76	65	0,2	18	68	270
	S22	Drempel van Frederik - groene kant	19/06/00								
	S21	Drempel van Frederik - rode kant	19/06/00	17	2,8	54	39	0,16	13	49	220
	S19	Geul Zandvlietsluits/Berendrechtsluis	26/06/00	22	3,9	80	64	0,45	20	76	330
	S19	Geul Zandvlietsluits/Berendrechtsluis	26/06/00	23	4,2	88	72	0,46	22	81	330
	S25	Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis	26/06/00	42	7,6	160	100	0,48	37	140	640
	S25	Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis	26/06/00	27	5,2	100	72	0,52	25	97	420
	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	26/06/00	44	8	160	130	0,56	39	150	690
	S28b	Geul Kallosluis - midden	26/06/00	23	4,4	83	62	0,59	21	82	350
	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	26/06/00	33	6,1	120	88	0,67	30	120	490
	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant	26/06/00	45	5,3	240	52	0,11	27	92	450
	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant	26/06/00	8,7	1,4	50	15	0,14	6,7	23	110

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			B(a)A µg/kg	B(ghi)Pe µg/kg	B(a)P µg/kg	Fen µg/kg	IP µg/kg	Pyr µg/kg	dBz(ah)An µg/kg	Ant µg/kg
G-2000-02059	19/06/00	S22 Drempel van Frederik - groene kant	53	190	170	130	200	200	21	43
G-2000-02060	19/06/00	S21 Drempel van Frederik - rode kant	99	240	220	170	260	220	34	63
G-2000-02157	26/06/00	S19 Geul Zandvlietsluis/Berendrechtlsuis	190	540	450	440	610	490	340	130
G-2000-02158	26/06/00	S19 Geul Zandvlietsluis/Berendrechtlsuis	160	520	410	390	550	500	68	120
G-2000-02159	26/06/00	S25 Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis	180	480	410	390	610	510	130	110
G-2000-02160	26/06/00	S25 Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis	200	540	480	410	660	570	89	120
G-2000-02161	26/06/00	S28c Geul Kallosluis - afwaarts	200	560	490	420	620	580	160	120
G-2000-02162	26/06/00	S28b Geul Kallosluis - midden	150	410	470	390	610	430	140	110
G-2000-02163	26/06/00	S28a Geul Kallosluis - opwaarts	230	550	490	450	680	470	93	130
G-2000-02164	26/06/00	S27 Plaat en drempel van de Parel - groene kant	41	120	89	90	120	100	26	32
G-2000-02165	26/06/00	S26 Plaat en drempel van de Parel - rode kant	79	200	170	150	220	260	43	44

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

				B(b)Flu µg/kg	B(k)Flu µg/kg	Chr µg/kg	Flu µg/kg	Naft µg/kg	PCB 28+31 µg/kg	PCB 52 µg/kg	PCB 101 µg/kg
G-2000-02059	19/06/00	S22	Drempel van Frederik - groene kant	200	90	130	220	56	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-02060	19/06/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant	260	120	180	270	44			
G-2000-02157	26/06/00	S19	Geul Zandvlietsluis/Berendrechtsluis	550	250	400	570	210			
G-2000-02158	26/06/00	S19	Geul Zandvlietsluis/Berendrechtsluis	530	240	370	560	330			
G-2000-02159	26/06/00	S25	Geul Boudewijnsdijk/Van Cauwelaertsluis	570	240	370	600	260			
G-2000-02160	26/06/00	S25	Geul Boudewijnsdijk/Van Cauwelaertsluis	510	270	390	640	330			
G-2000-02161	26/06/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts	610	300	420	690	89			
G-2000-02162	26/06/00	S28b	Geul Kallosluis - midden	620	290	400	570	490			
G-2000-02163	26/06/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts	630	310	450	680	170			
G-2000-02164	26/06/00	S27	Plaats en drempel van de Parel - groene kant	120	62	99	140	40			
G-2000-02165	26/06/00	S26	Plaats en drempel van de Parel - rode kant	270	110	170	280	47			

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

				PCB 118 µg/kg	PCB 138 µg/kg	PCB 153 µg/kg	PCB 180 µg/kg	Aldrin µg/kg	Dieldrin µg/kg	Endrin µg/kg
G-2000-02059	19/06/00	S22	Drempel van Frederik - groene kant	0,5	2,3	2,8	1,7	<0,05	<0,05	<0,05
G-2000-02060	19/06/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant							
G-2000-02157	26/06/00	S19	Geul Zandvlietsluis/Berendrechtlsuis							
G-2000-02158	26/06/00	S19	Geul Zandvlietsluis/Berendrechtlsuis							
G-2000-02159	26/06/00	S25	Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis							
G-2000-02160	26/06/00	S25	Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis							
G-2000-02161	26/06/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts							
G-2000-02162	26/06/00	S28b	Geul Kallosluis - midden							
G-2000-02163	26/06/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts							
G-2000-02164	26/06/00	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant							
G-2000-02165	26/06/00	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant							

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			opDDD	opDDE	opDDT	pp'DDD	pp'DDE	pp'DDT	aEndo	aHCH
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
G-2000-02059	19/06/00	S22	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.6	<0.05	<0.05
G-2000-02060	19/06/00	S21								
G-2000-02157	26/06/00	S19								
G-2000-02158	26/06/00	S19								
G-2000-02159	26/06/00	S25								
G-2000-02160	26/06/00	S25								
G-2000-02161	26/06/00	S28c								
G-2000-02162	26/06/00	S28b								
G-2000-02163	26/06/00	S28a								
G-2000-02164	26/06/00	S27								
G-2000-02165	26/06/00	S26								

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			bHCH µg/kg	gHCH µg/kg	eHCH µg/kg	cHpCEpx µg/kg	tHpCEpx µg/kg	HpC µg/kg	HCbz µg/kg	TOC gC/kg
G-2000-02059	19/06/00	S22	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	18
G-2000-02060	19/06/00	S21								
G-2000-02157	26/06/00	S19								
G-2000-02158	26/06/00	S19								
G-2000-02159	26/06/00	S25								
G-2000-02160	26/06/00	S25								
G-2000-02161	26/06/00	S28c								
G-2000-02162	26/06/00	S28b								
G-2000-02163	26/06/00	S28a								
G-2000-02164	26/06/00	S27								
G-2000-02165	26/06/00	S26								

Resultaten baggerlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

										EAS Ice		EOX	
										mg/kg	mg/kg	mgCl/kg	mgCl/kg
G-2000-02059	19/06/00	S22	Drempel van Frederik - groene kant							200	1,2		
G-2000-02060	19/06/00	S21	Drempel van Frederik - rode kant										
G-2000-02157	26/06/00	S19	Geul Zandvlietsluis/Berendrechtlsuis										
G-2000-02158	26/06/00	S19	Geul Zandvlietsluis/Berendrechtlsuis										
G-2000-02159	26/06/00	S25	Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis										
G-2000-02160	26/06/00	S25	Geul Boudewijnsluis/Van Cauwelaertsluis										
G-2000-02161	26/06/00	S28c	Geul Kallosluis - afwaarts										
G-2000-02162	26/06/00	S28b	Geul Kallosluis - midden										
G-2000-02163	26/06/00	S28a	Geul Kallosluis - opwaarts										
G-2000-02164	26/06/00	S27	Plaat en drempel van de Parel - groene kant										
G-2000-02165	26/06/00	S26	Plaat en drempel van de Parel - rode kant										

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Krankeloon-rood 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	3.38	3.38	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.17	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	16.1	27.2	18	72	-62.2%	14	0.5	0
cadmium	0.18	0.4	2.9	10	-95.8%	0.4	0.03	0.05
chromium	26	36.2	220	330	-89.0%	31	0.6	0
koper	2.3	3.3	33	165	-98.0%	14	0.3	0
kwik	0.02	0.0	1.3	2	-98.8%	0.5	0.0046	0
lood	17.4	23.4	173	350	-93.3%	33	0.3	2.3
nikkel	2.7	4.5	54	80	-94.4%	6.5	0.2	0.3
zink	159	248.8	450	675	-63.1%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	5.9	0.0148			
benzo(a)pyreen	6.1	0.0153			
fenantreen	6.4	0.0160			
fluoranteen	16	0.0400			
benzo(a)antraceen	2	0.0050			
chryseen	6.1	0.0153			
benzo(b)fluoranteen	8.2	0.0205			
benzo(k)fluoranteen	5.1	0.0128			
benzo(ghi)peryleen	4.2	0.0105			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	3	0.0075			
som 10 PAK's	63	0.1575	0.4	5	-96.9%
som 7 PCB's	0.1	0.0003	0.03	0.13	-99.8%
minerale olie	12.6	31.5000	151	1500	-97.9%
EOX	0.31	0.7750	0.24	3.5	-77.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Krankeloon-groen
	0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	3.38	3.38	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.21	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	8.2	13.8	18	72	-80.8%	14	0.5	0
cadmium	0.2	0.5	2.9	10	-95.3%	0.4	0.03	0.05
chrom	30.4	42.3	220	330	-87.2%	31	0.6	0
koper	1.8	2.6	33	165	-98.4%	14	0.3	0
kwik	0.02	0.0	1.3	2	-98.8%	0.5	0.0046	0
lood	9.6	12.9	173	350	-96.3%	33	0.3	2.3
nikkel	2.5	4.2	54	80	-94.8%	6.5	0.2	0.3
zink	60	93.9	450	675	-86.1%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	5	0.0125			
benzo(a)pyreen	6	0.0150			
fenantreen	5.8	0.0145			
fluoranteen	31	0.0775			
benzo(a)antraceen	27	0.0675			
chryseen	3.9	0.0098			
benzo(b)fluoranteen	8.2	0.0205			
benzo(k)fluoranteen	3.7	0.0093			
benzo(ghi)peryleen	3.6	0.0090			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	6	0.0150			
som 10 PAK's	100.2	0.2505	0.4	5	-95.0%
som 7 PCB's	0.1	0.0003	0.03	0.13	-99.8%
minerale olie	11.6	29.0000	151	1500	-98.1%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van de Parel groen 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	10.02	10.02	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.41	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	14.6	20.4	18	72	-71.7%	14	0.5	0
cadmium	1.1	1.9	2.9	10	-80.8%	0.4	0.03	0.05
chromium	43.6	54.2	220	330	-83.6%	31	0.6	0
koper	15.5	19.6	33	165	-88.1%	14	0.3	0
kwik	0.18	0.2	1.3	2	-89.9%	0.5	0.0046	0
lood	23.1	29.6	173	350	-91.5%	33	0.3	2.3
nikkel	7	10.0	54	80	-87.5%	6.5	0.2	0.3
zink	153	211.0	450	675	-68.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	26	0.0650			
benzo(a)pyreen	110	0.2750			
fenantreen	73	0.1825			
fluoranteen	200	0.5000			
benzo(a)antraceen	62	0.1550			
chryseen	120	0.3000			
benzo(b)fluoranteen	140	0.3500			
benzo(k)fluoranteen	64	0.1600			
benzo(ghi)peryleen	100	0.2500			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	150	0.3750			
som 10 PAK's	1045	2.6125	0.4	5	-47.8%
som 7 PCB's	9.7	0.0243	0.03	0.13	-81.3%
minerale olie	118	295.0000	151	1500	-80.3%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van de Parel-rood 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	6.7	6.7	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.69	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	19.9	30.4	18	72	-57.8%	14	0.5	0
cadmium	0.51	1.0	2.9	10	-89.8%	0.4	0.03	0.05
chrom	37.6	49.4	220	330	-85.0%	31	0.6	0
koper	7.5	10.1	33	165	-93.9%	14	0.3	0
kwik	0.08	0.1	1.3	2	-95.4%	0.5	0.0046	0
lood	11.7	15.4	173	350	-95.6%	33	0.3	2.3
nikkel	4.6	7.1	54	80	-91.1%	6.5	0.2	0.3
zink	107	156.9	450	675	-76.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	39	0.0975			
benzo(a)pyreen	73	0.1825			
fenantreen	58	0.1450			
fluoranteen	160	0.4000			
benzo(a)antraceen	45	0.1125			
chryseen	80	0.2000			
benzo(b)fluoranteen	91	0.2275			
benzo(k)fluoranteen	43	0.1075			
benzo(ghi)peryleen	71	0.1775			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	93	0.2325			
som 10 PAK's	753	1.8825	0.4	5	-62.4%
som 7 PCB's	0.5	0.0013	0.03	0.13	-99.0%
minerale olie	48.6	121.5000	151	1500	-91.9%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Frederik-groen 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	8.08	8.08	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.5	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arscen	14.3	21.0	18	72	-70.8%	14	0.5	0
cadmium	0.95	1.8	2.9	10	-82.1%	0.4	0.03	0.05
chromium	38.7	49.7	220	330	-85.0%	31	0.6	0
koper	11.9	15.6	33	165	-90.6%	14	0.3	0
kwik	0.18	0.2	1.3	2	-89.7%	0.5	0.0046	0
lood	33.3	43.3	173	350	-87.6%	33	0.3	2.3
nikkel	6.4	9.5	54	80	-88.1%	6.5	0.2	0.3
zink	139	198.6	450	675	-70.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	31	0.0775			
benzo(a)pyreen	78	0.1950			
fenantreen	65	0.1625			
fluoranteen	140	0.3500			
benzo(a)antraceen	32	0.0800			
chryseen	80	0.2000			
benzo(b)fluoranteen	99	0.2475			
benzo(k)fluoranteen	47	0.1175			
benzo(ghi)peryleen	87	0.2175			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	100	0.2500			
som 10 PAK's	759	1.8975	0.4	5	-62.1%
som 7 PCB's	4.5	0.0113	0.03	0.13	-91.3%
minerale olie	120	300.0000	151	1500	-80.0%
EOX	0.38	0.9500	0.24	3.5	-72.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Frederik-rood 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	13.06	13.06	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.76	2.76	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	28.1	36.3	18	72	-49.6%	14	0.5	0
cadmium	1.6	2.4	2.9	10	-75.9%	0.4	0.03	0.05
chrom	52.4	62.1	220	330	-81.2%	31	0.6	0
koper	29.3	35.2	33	165	-78.7%	14	0.3	0
kwik	0.25	0.3	1.3	2	-86.3%	0.5	0.0046	0
lood	35.2	42.3	173	350	-87.9%	33	0.3	2.3
nikkel	9.6	12.6	54	80	-84.3%	6.5	0.2	0.3
zink	202	257.4	450	675	-61.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	45	0.0815			
benzo(a)pyreen	140	0.2536			
fenantreen	110	0.1993			
fluoranteen	210	0.3804			
benzo(a)antraceen	52	0.0942			
chryseen	140	0.2536			
benzo(b)fluoranteen	190	0.3442			
benzo(k)fluoranteen	81	0.1467			
benzo(ghi)peryleen	150	0.2717			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	190	0.3442			
som 10 PAK's	1308	2.3696	0.4	5	-52.6%
som 7 PCB's	19.7	0.0357	0.03	0.13	-72.5%
minerale olie	168	304.3478	151	1500	-79.7%
EOX	0.81	1.4674	0.24	3.5	-58.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input = output =

Locatie :	Drempel van Lillo-groen 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	11.95	11.95	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.53	2.53	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	17.5	23.2	18	72	-67.8%	14	0.5	0
cadmium	1.4	2.2	2.9	10	-77.9%	0.4	0.03	0.05
chrom	49.7	59.9	220	330	-81.8%	31	0.6	0
koper	22.9	28.0	33	165	-83.0%	14	0.3	0
kwik	0.23	0.3	1.3	2	-87.3%	0.5	0.0046	0
lood	29.3	35.9	173	350	-89.7%	33	0.3	2.3
nikkel	8.2	11.0	54	80	-86.2%	6.5	0.2	0.3
zink	174	227.7	450	675	-66.3%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	31	0.0613			
benzo(a)pyreen	160	0.3162			
fenantreen	100	0.1976			
fluoranteen	270	0.5336			
benzo(a)antraceen	78	0.1542			
chryseen	150	0.2964			
benzo(b)fluoranteen	180	0.3557			
benzo(k)fluoranteen	90	0.1779			
benzo(ghi)peryleen	150	0.2964			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	210	0.4150			
som 10 PAK's	1419	2.8043	0.4	5	-43.9%
som 7 PCB's	13.6	0.0269	0.03	0.13	-79.3%
minerale olie	226	446.6403	151	1500	-70.2%
EOX	0.23	0.4545	0.24	3.5	-87.0%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Lillo-rood 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	7.8	7.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.55	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	18.9	28.0	18	72	-61.1%	14	0.5	0
cadmium	0.92	1.8	2.9	10	-82.5%	0.4	0.03	0.05
chromium	42.5	54.8	220	330	-83.4%	31	0.6	0
koper	12.7	16.7	33	165	-89.9%	14	0.3	0
kwik	0.17	0.2	1.3	2	-90.2%	0.5	0.0046	0
lood	24.7	32.2	173	350	-90.8%	33	0.3	2.3
nikkel	6.9	10.4	54	80	-87.1%	6.5	0.2	0.3
zink	129	185.3	450	675	-72.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	22	0.0550			
benzo(a)pyreen	79	0.1975			
fenantreen	52	0.1300			
fluoranteen	140	0.3500			
benzo(a)antraceen	36	0.0900			
chryseen	80	0.2000			
benzo(b)fluoranteen	110	0.2750			
benzo(k)fluoranteen	50	0.1250			
benzo(ghi)peryleen	90	0.2250			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	130	0.3250			
som 10 PAK's	789	1.9725	0.4	5	-60.6%
som 7 PCB's	10	0.0250	0.03	0.13	-80.8%
minerale olie	132	330.0000	151	1500	-78.0%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input = output =

Locatie :	Geul Berendrechtsluis
	0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	40.44	40.44	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.84	7.84	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	72.5	56.1	18	72	-22.0%	14	0.5	0
cadmium	4.4	3.1	2.9	10	-69.3%	0.4	0.03	0.05
chrom	130	108.2	220	330	-67.2%	31	0.6	0
koper	128	105.3	33	165	-36.2%	14	0.3	0
kwik	0.97	0.9	1.3	2	-56.5%	0.5	0.0046	0
lood	98.2	80.8	173	350	-76.9%	33	0.3	2.3
nikkel	29.6	22.7	54	80	-71.6%	6.5	0.2	0.3
zink	507	397.1	450	675	-41.2%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	120	0.0765			
benzo(a)pyreen	440	0.2806			
fenantreen	350	0.2232			
fluoranteen	660	0.4209			
benzo(a)antraceen	160	0.1020			
chryseen	430	0.2742			
benzo(b)fluoranteen	580	0.3699			
benzo(k)fluoranteen	260	0.1658			
benzo(ghi)peryleen	510	0.3253			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	630	0.4018			
som 10 PAK's	4140	2.6403	0.4	5	-47.2%
som 7 PCB's	62.7	0.0400	0.03	0.13	-69.2%
minerale olie	796	507.6531	151	1500	-66.2%
EOX	3.11	1.9834	0.24	3.5	-43.3%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Geul Boudewijnsuis 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	39.61	39.61	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	8.1	8.1	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	55	43.1	18	72	-40.1%	14	0.5	0
cadmium	5.7	4.0	2.9	10	-60.0%	0.4	0.03	0.05
chrom	133	111.7	220	330	-66.1%	31	0.6	0
koper	132	109.6	33	165	-33.5%	14	0.3	0
kwik	0.95	0.9	1.3	2	-57.2%	0.5	0.0046	0
lood	113	92.5	173	350	-73.6%	33	0.3	2.3
nikkel	30.1	23.2	54	80	-71.0%	6.5	0.2	0.3
zink	570	447.8	450	675	-33.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	160	0.0988			
benzo(a)pyreen	360	0.2222			
fenantreen	350	0.2160			
fluoranteen	540	0.3333			
benzo(a)antraceen	140	0.0864			
chryseen	370	0.2284			
benzo(b)fluoranteen	530	0.3272			
benzo(k)fluoranteen	250	0.1543			
benzo(ghi)peryleen	350	0.2160			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	520	0.3210			
som 10 PAK's	3570	2.2037	0.4	5	-55.9%
som 7 PCB's	73.9	0.0456	0.03	0.13	-64.9%
minerale olie	998	616.0494	151	1500	-58.9%
EOX	3.21	1.9815	0.24	3.5	-43.4%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Geul Kallosluis afwaarts 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	42.65	42.65	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	8.78	8.78	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	44.6	33.5	18	72	-53.5%	14	0.5	0
cadmium	6	4.0	2.9	10	-60.3%	0.4	0.03	0.05
chromium	134	108.9	220	330	-67.0%	31	0.6	0
koper	136	109.1	33	165	-33.9%	14	0.3	0
kwik	0.99	0.9	1.3	2	-56.3%	0.5	0.0046	0
lood	119	93.8	173	350	-73.2%	33	0.3	2.3
nikkel	34.4	25.3	54	80	-68.4%	6.5	0.2	0.3
zink	37	27.8	450	675	-95.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	490	0.2790			
benzo(a)pyreen	1300	0.7403			
fenantreen	1100	0.6264			
fluoranteen	1700	0.9681			
benzo(a)antraceen	280	0.1595			
chryseen	1400	0.7973			
benzo(b)fluoranteen	1600	0.9112			
benzo(k)fluoranteen	730	0.4157			
benzo(ghi)peryleen	1500	0.8542			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	1800	1.0251			
som 10 PAK's	11900	6.7768	0.4	5	35.5%
som 7 PCB's	76.7	0.0437	0.03	0.13	-66.4%
minerale olie	973	554.1002	151	1500	-63.1%
EOX	3	1.7084	0.24	3.5	-51.2%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Geul Kallostuis midden 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	37.68	37.68	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	8.5	8.5	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	34.7	28.0	18	72	-61.1%	14	0.5	0
cadmium	5.5	3.9	2.9	10	-60.6%	0.4	0.03	0.05
chrom	129	110.7	220	330	-66.5%	31	0.6	0
koper	122	103.7	33	165	-37.2%	14	0.3	0
kwik	0.84	0.8	1.3	2	-61.6%	0.5	0.0046	0
lood	102	83.1	173	350	-76.3%	33	0.3	2.3
nikkel	31	24.3	54	80	-69.6%	6.5	0.2	0.3
zink	618	490.9	450	675	-27.3%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	92	0.0541			
benzo(a)pyreen	420	0.2471			
fenantreen	310	0.1824			
fluoranteen	670	0.3941			
benzo(a)antraceen	150	0.0882			
chryseen	440	0.2588			
benzo(b)fluoranteen	560	0.3294			
benzo(k)fluoranteen	260	0.1529			
benzo(ghi)peryleen	570	0.3353			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	640	0.3765			
som 10 PAK's	4112	2.4188	0.4	5	-51.6%
som 7 PCB's	80.7	0.0475	0.03	0.13	-63.5%
minerale olie	922	542.3529	151	1500	-63.8%
EOX	3.02	1.7765	0.24	3.5	-49.2%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Geul Kallosluis opwaarts 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	41.27	41.27	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.79	7.79	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	53.4	40.9	18	72	-43.3%	14	0.5	0
cadmium	5.5	3.8	2.9	10	-62.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	123	101.5	220	330	-69.3%	31	0.6	0
koper	122	99.4	33	165	-39.7%	14	0.3	0
kwik	0.99	0.9	1.3	2	-55.9%	0.5	0.0046	0
lood	113	92.8	173	350	-73.5%	33	0.3	2.3
nikkel	33.4	25.4	54	80	-68.2%	6.5	0.2	0.3
zink	553	430.0	450	675	-36.3%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	250	0.1605			
benzo(a)pyreen	450	0.2888			
fenantreen	290	0.1861			
fluoranteen	680	0.4365			
benzo(a)antraceen	170	0.1091			
chryseen	440	0.2824			
benzo(b)fluoranteen	590	0.3787			
benzo(k)fluoranteen	270	0.1733			
benzo(ghi)peryleen	550	0.3530			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	650	0.4172			
som 10 PAK's	4340	2.7856	0.4	5	-44.3%
som 7 PCB's	72.7	0.0467	0.03	0.13	-64.1%
minerale olie	881	565.4685	151	1500	-62.3%
EOX	3	1.9255	0.24	3.5	-45.0%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Geul Van Cauwelaertsluis 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	27.99	27.99	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	5.9	5.9	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	34.6	32.8	18	72	-54.5%	14	0.5	0
cadmium	3.7	3.4	2.9	10	-66.2%	0.4	0.03	0.05
chrom	90.1	86.7	220	330	-73.7%	31	0.6	0
koper	105	100.8	33	165	-38.9%	14	0.3	0
kwik	0.63	0.6	1.3	2	-69.2%	0.5	0.0046	0
lood	78	73.8	173	350	-78.9%	33	0.3	2.3
nikkel	18.5	17.3	54	80	-78.3%	6.5	0.2	0.3
zink	417	392.3	450	675	-41.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	63	0.0534			
benzo(a)pyreen	350	0.2966			
fenantreen	310	0.2627			
fluoranteen	550	0.4661			
benzo(a)antraceen	170	0.1441			
chryseen	360	0.3051			
benzo(b)fluoranteen	450	0.3814			
benzo(k)fluoranteen	220	0.1864			
benzo(ghi)peryleen	320	0.2712			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	430	0.3644			
som 10 PAK's	3223	2.7314	0.4	5	-45.4%
som 7 PCB's	45.9	0.0389	0.03	0.13	-70.1%
minerale olie	619	524.5763	151	1500	-65.0%
EOX	0.97	0.8220	0.24	3.5	-76.5%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input = output =

Locatie :	Geul Zandvlietsluis 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	42.65	42.65	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.83	7.83	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	40.4	30.3	18	72	-57.9%	14	0.5	0
cadmium	5	3.4	2.9	10	-66.2%	0.4	0.03	0.05
chromium	132	107.3	220	330	-67.5%	31	0.6	0
koper	136	109.1	33	165	-33.9%	14	0.3	0
kwik	1	0.9	1.3	2	-55.8%	0.5	0.0046	0
lood	120	97.8	173	350	-72.1%	33	0.3	2.3
nikkel	28.8	21.5	54	80	-73.1%	6.5	0.2	0.3
zink	527	403.8	450	675	-40.2%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	130	0.0830			
benzo(a)pyreen	410	0.2618			
fenantreen	310	0.1980			
fluoranteen	610	0.3895			
benzo(a)antraceen	160	0.1022			
chryseen	400	0.2554			
benzo(b)fluoranteen	570	0.3640			
benzo(k)fluoranteen	260	0.1660			
benzo(ghi)peryleen	430	0.2746			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	610	0.3895			
som 10 PAK's	3890	2.4840	0.4	5	-50.3%
som 7 PCB's	50.8	0.0324	0.03	0.13	-75.0%
minerale olie	812	518.5185	151	1500	-65.4%
EOX	1.93	1.2324	0.24	3.5	-64.8%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input = output =

Locatie :	Geul zeesluis Wintam 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	30.48	30.48	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %) :	y =	8.74	8.74	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	28.7	26.0	18	72	-63.9%	14	0.5	0
cadmium	4.5	3.6	2.9	10	-64.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	102	95.2	220	330	-71.2%	31	0.6	0
koper	95.4	88.6	33	165	-46.3%	14	0.3	0
kwik	0.69	0.7	1.3	2	-66.9%	0.5	0.0046	0
lood	88.8	74.2	173	350	-78.8%	33	0.3	2.3
nikkel	23.2	19.8	54	80	-75.2%	6.5	0.2	0.3
zink	618	527.3	450	675	-21.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	72	0.0412			
benzo(a)pyreen	490	0.2803			
fenantreen	360	0.2059			
fluoranteen	710	0.4062			
benzo(a)antraceen	170	0.0973			
chryseen	490	0.2803			
benzo(b)fluoranteen	600	0.3432			
benzo(k)fluoranteen	280	0.1602			
benzo(ghi)peryleen	560	0.3204			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	770	0.4405			
som 10 PAK's	4502	2.5755	0.4	5	-48.5%
som 7 PCB's	9	0.0051	0.03	0.13	-96.0%
minerale olie	936	535.4691	151	1500	-64.3%
EOX	3.43	1.9622	0.24	3.5	-43.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Rand Plaat van Doel 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	6.42	6.42	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.93	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	10.6	16.3	18	72	-77.3%	14	0.5	0
cadmium	0.45	0.9	2.9	10	-90.9%	0.4	0.03	0.05
chromium	32.7	43.2	220	330	-86.9%	31	0.6	0
koper	11.2	15.1	33	165	-90.8%	14	0.3	0
kwik	0.09	0.1	1.3	2	-94.8%	0.5	0.0046	0
lood	13.8	18.2	173	350	-94.8%	33	0.3	2.3
nikkel	4.9	7.6	54	80	-90.5%	6.5	0.2	0.3
zink	87	128.2	450	675	-81.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	23	0.0575			
benzo(a)pyreen	49	0.1225			
fenantreen	51	0.1275			
fluoranteen	150	0.3750			
benzo(a)antracene	19	0.0475			
chryseen	50	0.1250			
benzo(b)fluoranteen	62	0.1550			
benzo(k)fluoranteen	30	0.0750			
benzo(ghi)peryleen	46	0.1150			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	60	0.1500			
som 10 PAK's	540	1.3500	0.4	5	-73.0%
som 7 PCB's	2.2	0.0055	0.03	0.13	-95.8%
minerale olie	64.9	162.2500	151	1500	-89.2%
EOX	0.45	1.1250	0.24	3.5	-67.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Zandvliet-groene kant 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	13.61	13.61	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.76	2.76	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	30.2	38.5	18	72	-46.6%	14	0.5	0
cadmium	1.5	2.2	2.9	10	-77.8%	0.4	0.03	0.05
chrom	55.4	65.1	220	330	-80.3%	31	0.6	0
koper	35.2	41.9	33	165	-74.6%	14	0.3	0
kwik	0.33	0.4	1.3	2	-82.0%	0.5	0.0046	0
lood	32.8	39.3	173	350	-88.8%	33	0.3	2.3
nikkel	10.1	13.1	54	80	-83.7%	6.5	0.2	0.3
zink	215	271.5	450	675	-59.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	25	0.0453			
benzo(a)pyreen	160	0.2899			
fenantreen	120	0.2174			
fluoranteen	290	0.5254			
benzo(a)antraceen	79	0.1431			
chryseen	170	0.3080			
benzo(b)fluoranteen	190	0.3442			
benzo(k)fluoranteen	94	0.1703			
benzo(ghi)peryleen	170	0.3080			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	210	0.3804			
som 10 PAK's	1508	2.7319	0.4	5	-45.4%
som 7 PCB's	16.2	0.0293	0.03	0.13	-77.4%
minerale olie	201	364.1304	151	1500	-75.7%
EOX	0.18	0.3261	0.24	3.5	-90.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Zeesluis Wintam-afwaarts 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	5.04	5.04	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.31	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	10.4	16.7	18	72	-76.8%	14	0.5	0
cadmium	0.67	1.4	2.9	10	-85.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	22	29.7	220	330	-91.0%	31	0.6	0
koper	4.1	5.7	33	165	-96.6%	14	0.3	0
kwik	0.06	0.1	1.3	2	-96.5%	0.5	0.0046	0
lood	21.7	28.9	173	350	-91.8%	33	0.3	2.3
nikkel	4	6.4	54	80	-92.0%	6.5	0.2	0.3
zink	184	278.6	450	675	-58.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	26	0.0650			
benzo(a)pyreen	120	0.3000			
fenantreen	170	0.4250			
fluoranteen	290	0.7250			
benzo(a)antraceen	71	0.1775			
chryseen	140	0.3500			
benzo(b)fluoranteen	120	0.3000			
benzo(k)fluoranteen	63	0.1575			
benzo(ghi)peryleen	110	0.2750			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	140	0.3500			
som 10 PAK's	1250	3.1250	0.4	5	-37.5%
som 7 PCB's	0.5	0.0013	0.03	0.13	-99.0%
minerale olie	34.8	87.0000	151	1500	-94.2%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Zeesluis Wintam opwaarts 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	5.87	5.87	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.6	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	11.6	18.2	18	72	-74.8%	14	0.5	0
cadmium	1	2.1	2.9	10	-79.3%	0.4	0.03	0.05
chromium	25.5	34.0	220	330	-89.7%	31	0.6	0
koper	12.9	17.6	33	165	-89.3%	14	0.3	0
kwik	0.14	0.2	1.3	2	-91.8%	0.5	0.0046	0
lood	22.1	29.2	173	350	-91.7%	33	0.3	2.3
nikkel	6.6	10.4	54	80	-87.0%	6.5	0.2	0.3
zink	251	373.9	450	675	-44.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	18	0.0450			
benzo(a)pyreen	91	0.2275			
fenantreen	86	0.2150			
fluoranteen	210	0.5250			
benzo(a)antraceen	38	0.0950			
chryseen	110	0.2750			
benzo(b)fluoranteen	110	0.2750			
benzo(k)fluoranteen	51	0.1275			
benzo(ghi)peryleen	84	0.2100			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	110	0.2750			
som 10 PAK's	908	2.2700	0.4	5	-54.6%
som 7 PCB's	0.1	0.0003	0.03	0.13	-99.8%
minerale olie	123	307.5000	151	1500	-79.5%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

input =

output =

Locatie :	Drempel van Zandvliet-rode kant 0
Nr. meetcampagne :	12
Meetperiode :	1999

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	12.78	12.78	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	3.19	3.19	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	26.6	34.6	18	72	-52.0%	14	0.5	0
cadmium	1.3	1.9	2.9	10	-80.7%	0.4	0.03	0.05
chrom	48.6	57.8	220	330	-82.5%	31	0.6	0
koper	28.5	34.4	33	165	-79.2%	14	0.3	0
kwik	0.33	0.4	1.3	2	-81.8%	0.5	0.0046	0
lood	30.7	36.1	173	350	-89.7%	33	0.3	2.3
nikkel	9.6	12.5	54	80	-84.4%	6.5	0.2	0.3
zink	183	230.8	450	675	-65.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	29	0.0455			
benzo(a)pyreen	190	0.2978			
fenantreen	140	0.2194			
fluoranteen	330	0.5172			
benzo(a)antraceen	90	0.1411			
chryseen	200	0.3135			
benzo(b)fluoranteen	220	0.3448			
benzo(k)fluoranteen	110	0.1724			
benzo(ghi)peryleen	200	0.3135			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	240	0.3762			
som 10 PAK's	1749	2.7414	0.4	5	-45.2%
som 7 PCB's	11.1	0.0174	0.03	0.13	-86.6%
minerale olie	189	296.2382	151	1500	-80.3%
EOX	0.2	0.3135	0.24	3.5	-91.0%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	gemiddelde baggerplaatsen
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	22.07	22.07	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	3.86	3.86	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	17.24	18.2	18	72	-74.7%	14	0.5	0
cadmium	2.55	2.8	2.9	10	-71.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	57.43	59.7	220	330	-81.9%	31	0.6	0
koper	62.68	65.4	33	165	-60.4%	14	0.3	0
kwik	0.38	0.4	1.3	2	-80.6%	0.5	0.0046	0
lood	60.32	64.7	173	350	-81.5%	33	0.3	2.3
nikkel	18.1	19.5	54	80	-75.6%	6.5	0.2	0.3
zink	256.21	275.1	450	675	-59.2%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	28	0.0363			
benzo(a)pyreen	49	0.0635			
fenantreen	30	0.0389			
fluoranteen	61	0.0790			
benzo(a)antraceen	33	0.0427			
chryseen	51	0.0661			
benzo(b)fluoranteen	56	0.0725			
benzo(k)fluoranteen	28	0.0363			
benzo(ghi)peryleen	48	0.0622			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	63	0.0816			
som 10 PAK's	447	0.5790	0.4	5	-88.4%
som 7 PCB's	26.71	0.0346	0.03	0.13	-73.4%
minerale olie	348.7	451.6839	151	1500	-69.9%
EOX	1.72	2.2280	0.24	3.5	-36.3%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Plaat en Drempel Van De Parel
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	10.83	10.83	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.9	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	11	15.0	18	72	-79.1%	14	0.5	0
cadmium	1.2	2.0	2.9	10	-79.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	39	47.8	220	330	-85.5%	31	0.6	0
koper	18	22.4	33	165	-86.4%	14	0.3	0
kwik	0.15	0.2	1.3	2	-91.6%	0.5	0.0046	0
lood	23	29.3	173	350	-91.6%	33	0.3	2.3
nikkel	9.6	13.5	54	80	-83.2%	6.5	0.2	0.3
zink	120	163.2	450	675	-75.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	14	0.0350			
benzo(a)pyreen	82	0.2050			
fenantreen	50	0.1250			
fluoranteen	96	0.2400			
benzo(a)antraceen	32	0.0800			
chryseen	76	0.1900			
benzo(b)fluoranteen	100	0.2500			
benzo(k)fluoranteen	46	0.1150			
benzo(ghi)peryleen	68	0.1700			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	94	0.2350			
som 10 PAK's	658	1.6450	0.4	5	-67.1%
som 7 PCB's	12.8	0.0320	0.03	0.13	-75.4%
minerale olie	110	275.0000	151	1500	-81.7%
EOX	0.53	1.3250	0.24	3.5	-62.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Plaat en Drempel Van De Parel
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	8.8	8.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.97	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	25	36.0	18	72	-50.0%	14	0.5	0
cadmium	4.5	8.2	2.9	10	-17.5%	0.4	0.03	0.05
chromium	98	124.3	220	330	-62.3%	31	0.6	0
koper	160	206.7	33	165	25.3%	14	0.3	0
kwik	0.84	1.0	1.3	2	-52.2%	0.5	0.0046	0
lood	110	142.1	173	350	-59.4%	33	0.3	2.3
nikkel	38	55.8	54	80	-30.3%	6.5	0.2	0.3
zink	390	549.9	450	675	-18.5%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	12	0.0300			
benzo(a)pyreen	52	0.1300			
fenantreen	32	0.0800			
fluoranteen	66	0.1650			
benzo(a)antraceen	18	0.0450			
chryseen	46	0.1150			
benzo(b)fluoranteen	28	0.0700			
benzo(k)fluoranteen	29	0.0725			
benzo(ghi)peryleen	46	0.1150			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	53	0.1325			
som 10 PAK's	382	0.9550	0.4	5	-80.9%
som 7 PCB's	9.2	0.0230	0.03	0.13	-82.3%
minerale olie	65	162.5000	151	1500	-89.2%
EOX	0.36	0.9000	0.24	3.5	-74.3%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Frederik
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	16.16	16.16	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.93	2.93	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	13	15.6	18	72	-78.3%	14	0.5	0
cadmium	1.7	2.3	2.9	10	-76.9%	0.4	0.03	0.05
chrom	49	55.4	220	330	-83.2%	31	0.6	0
koper	40	45.6	33	165	-72.3%	14	0.3	0
kwik	0.29	0.3	1.3	2	-84.5%	0.5	0.0046	0
lood	45	52.5	173	350	-85.0%	33	0.3	2.3
nikkel	15	18.4	54	80	-77.0%	6.5	0.2	0.3
zink	200	241.1	450	675	-64.3%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	18	0.0307			
benzo(a)pyreen	240	0.4096			
fenantreen	160	0.2730			
fluoranteen	360	0.6143			
benzo(a)antraceen	120	0.2048			
chryseen	210	0.3584			
benzo(b)fluoranteen	290	0.4949			
benzo(k)fluoranteen	130	0.2218			
benzo(ghi)peryleen	220	0.3754			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	270	0.4608			
som 10 PAK's	2018	3.4437	0.4	5	-31.1%
som 7 PCB's	13.8	0.0235	0.03	0.13	-81.9%
minerale olie	220	375.4266	151	1500	-75.0%
EOX	1.5	2.5597	0.24	3.5	-26.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Berendrechtsluis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	47.63	47.63	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	6.72	6.72	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	29	20.3	18	72	-71.8%	14	0.5	0
cadmium	2.7	1.7	2.9	10	-82.5%	0.4	0.03	0.05
chromium	98	75.7	220	330	-77.1%	31	0.6	0
koper	130	98.8	33	165	-40.1%	14	0.3	0
kwik	0.53	0.5	1.3	2	-77.3%	0.5	0.0046	0
lood	120	99.5	173	350	-71.6%	33	0.3	2.3
nikkel	26	18.7	54	80	-76.6%	6.5	0.2	0.3
zink	460	343.4	450	675	-49.1%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	110	0.0818			
benzo(a)pyreen	390	0.2902			
fenantreen	290	0.2158			
fluoranteen	480	0.3571			
benzo(a)antraceen	120	0.0893			
chryseen	290	0.2158			
benzo(b)fluoranteen	510	0.3795			
benzo(k)fluoranteen	220	0.1637			
benzo(ghi)peryleen	450	0.3348			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	510	0.3795			
som 10 PAK's	3370	2.5074	0.4	5	-49.9%
som 7 PCB's	46.7	0.0347	0.03	0.13	-73.3%
minerale olie	600	446.4286	151	1500	-70.2%
EOX	2.3	1.7113	0.24	3.5	-51.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Boudewijnsuis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	44.87	44.87	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.41	7.41	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	30	21.8	18	72	-69.7%	14	0.5	0
cadmium	4.3	2.8	2.9	10	-71.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	94	74.7	220	330	-77.4%	31	0.6	0
koper	94	73.6	33	165	-55.4%	14	0.3	0
kwik	0.6	0.5	1.3	2	-73.9%	0.5	0.0046	0
lood	110	90.1	173	350	-74.3%	33	0.3	2.3
nikkel	29	21.3	54	80	-73.4%	6.5	0.2	0.3
zink	510	385.7	450	675	-42.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	39	0.0263			
benzo(a)pyreen	530	0.3576			
fenantreen	380	0.2564			
fluoranteen	730	0.4926			
benzo(a)antraceen	220	0.1484			
chryseen	430	0.2901			
benzo(b)fluoranteen	620	0.4184			
benzo(k)fluoranteen	290	0.1957			
benzo(ghi)peryleen	500	0.3374			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	610	0.4116			
som 10 PAK's	4349	2.9345	0.4	5	-41.3%
som 7 PCB's	32.7	0.0221	0.03	0.13	-83.0%
minerale olie	700	472.3347	151	1500	-68.5%
EOX	3	2.0243	0.24	3.5	-42.2%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Van Cauwelaertsluis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	28.27	28.27	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %) :	y =	6.21	6.21	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	25	23.5	18	72	-67.3%	14	0.5	0
cadmium	3.8	3.4	2.9	10	-65.9%	0.4	0.03	0.05
chromium	84	80.6	220	330	-75.6%	31	0.6	0
koper	84	80.3	33	165	-51.3%	14	0.3	0
kwik	0.48	0.5	1.3	2	-76.6%	0.5	0.0046	0
lood	92	85.8	173	350	-75.5%	33	0.3	2.3
nikkel	25	23.2	54	80	-71.0%	6.5	0.2	0.3
zink	440	409.3	450	675	-39.4%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	170	0.1369			
benzo(a)pyreen	370	0.2979			
fenantreen	330	0.2657			
fluoranteen	480	0.3865			
benzo(a)antraceen	160	0.1288			
chryseen	360	0.2899			
benzo(b)fluoranteen	490	0.3945			
benzo(k)fluoranteen	230	0.1852			
benzo(ghi)peryleen	430	0.3462			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	570	0.4589			
som 10 PAK's	3590	2.8905	0.4	5	-42.2%
som 7 PCB's	50.4	0.0406	0.03	0.13	-68.8%
minerale olie	640	515.2979	151	1500	-65.6%
EOX	3.2	2.5765	0.24	3.5	-26.4%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Zandvlietsluis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	47.63	47.63	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	6.9	6.9	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	31	21.7	18	72	-69.8%	14	0.5	0
cadmium	3.2	2.1	2.9	10	-79.4%	0.4	0.03	0.05
chromium	120	92.7	220	330	-71.9%	31	0.6	0
koper	170	129.2	33	165	-21.7%	14	0.3	0
kwik	0.6	0.5	1.3	2	-74.3%	0.5	0.0046	0
lood	140	115.3	173	350	-67.1%	33	0.3	2.3
nikkel	33	23.7	54	80	-70.4%	6.5	0.2	0.3
zink	510	379.4	450	675	-43.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	130	0.0942			
benzo(a)pyreen	430	0.3116			
fenantreen	290	0.2101			
fluoranteen	620	0.4493			
benzo(a)antraceen	130	0.0942			
chryseen	320	0.2319			
benzo(b)fluoranteen	560	0.4058			
benzo(k)fluoranteen	240	0.1739			
benzo(ghi)peryleen	450	0.3261			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	540	0.3913			
som 10 PAK's	3710	2.6884	0.4	5	-46.2%
som 7 PCB's	45.3	0.0328	0.03	0.13	-74.7%
minerale olie	690	500.0000	151	1500	-66.7%
EOX	3	2.1739	0.24	3.5	-37.9%

EVALUATIE KWALITEIT BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Frederik
Nr. meetcampagne :	Groene kant
Meetperiode :	13
	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	17.43	17.43	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	3.1	3.1	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	24	28.0	18	72	-61.1%	14	0.5	0
cadmium	4	5.2	2.9	10	-48.0%	0.4	0.03	0.05
chrom	76	84.3	220	330	-74.4%	31	0.6	0
koper	65	72.7	33	165	-56.0%	14	0.3	0
kwik	0.2	0.2	1.3	2	-89.4%	0.5	0.0046	0
lood	68	78.0	173	350	-77.7%	33	0.3	2.3
nikkel	18	21.4	54	80	-93.9%	6.5	0.2	0.3
zink	270	317.4	450	675	-53.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	56	0.0903			
benzo(a)pyreen	170	0.2742			
fenantreen	130	0.2097			
fluoranteen	220	0.3548			
benzo(a)antraceen	53	0.0855			
chryseen	130	0.2097			
benzo(b)fluoranteen	200	0.3226			
benzo(k)fluoranteen	90	0.1452			
benzo(ghi)peryleen	190	0.3065			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	200	0.3226			
som 10 PAK's	1439	2.3210	0.4	5	-53.6%
som 7 PCB's	7.3	0.0118	0.03	0.13	-90.9%
minerale olie	200	322.5806	151	1500	-78.5%
EOX	1.2	1.9355	0.24	3.5	-44.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Kallosluis
Nr. meetcampagne :	Afwaarts
Meetperiode :	13
	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	44.87	44.87	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	8.28	8.28	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	28	20.4	18	72	-71.7%	14	0.5	0
cadmium	4.8	3.1	2.9	10	-68.9%	0.4	0.03	0.05
chrom	100	79.4	220	330	-75.9%	31	0.6	0
koper	170	133.1	33	165	-19.3%	14	0.3	0
kwik	0.91	0.8	1.3	2	-60.4%	0.5	0.0046	0
lood	120	95.3	173	350	-72.8%	33	0.3	2.3
nikkel	39	28.2	54	80	-64.7%	6.5	0.2	0.3
zink	450	334.4	450	675	-50.5%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	50	0.0302			
benzo(a)pyreen	420	0.2536			
fenantreen	320	0.1932			
fluoranteen	600	0.3623			
benzo(a)antraceen	140	0.0845			
chryseen	390	0.2355			
benzo(b)fluoranteen	530	0.3200			
benzo(k)fluoranteen	260	0.1570			
benzo(ghi)peryleen	660	0.3986			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	620	0.3744			
som 10 PAK's	3990	2.4094	0.4	5	-51.8%
som 7 PCB's	76.3	0.0461	0.03	0.13	-64.6%
minerale olie	860	519.3237	151	1500	-65.4%
EOX	4.4	2.6570	0.24	3.5	-24.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Kallosluis
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	33.8	33.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.41	7.41	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	30	25.7	18	72	-64.3%	14	0.5	0
cadmium	4.6	3.6	2.9	10	-63.9%	0.4	0.03	0.05
chromium	97	87.0	220	330	-73.6%	31	0.6	0
koper	97	86.4	33	165	-47.6%	14	0.3	0
kwik	0.89	0.8	1.3	2	-58.2%	0.5	0.0046	0
lood	120	103.7	173	350	-70.4%	33	0.3	2.3
nikkel	32	26.9	54	80	-66.4%	6.5	0.2	0.3
zink	520	441.0	450	675	-34.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	160	0.1080			
benzo(a)pyreen	380	0.2564			
fenantreen	290	0.1957			
fluoranteen	530	0.3576			
benzo(a)antraceen	95	0.0641			
chryseen	300	0.2024			
benzo(b)fluoranteen	560	0.3779			
benzo(k)fluoranteen	230	0.1552			
benzo(ghi)peryleen	310	0.2092			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	560	0.3779			
som 10 PAK's	3415	2.3043	0.4	5	-53.9%
som 7 PCB's	51	0.0344	0.03	0.13	-73.5%
minerale olie	740	499.3252	151	1500	-66.7%
EOX	3.1	2.0918	0.24	3.5	-40.2%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Kallosluis
Nr. meetcampagne :	Opwaarts
Meetperiode :	13
	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	39.34	39.34	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.93	7.93	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	26	20.5	18	72	-71.6%	14	0.5	0
cadmium	4.6	3.3	2.9	10	-67.4%	0.4	0.03	0.05
chromium	100	84.2	220	330	-74.5%	31	0.6	0
koper	160	133.3	33	165	-19.2%	14	0.3	0
kwik	0.85	0.8	1.3	2	-61.6%	0.5	0.0046	0
lood	110	90.7	173	350	-74.1%	33	0.3	2.3
nikkel	39	30.3	54	80	-62.2%	6.5	0.2	0.3
zink	430	340.0	450	675	-49.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	91	0.0574			
benzo(a)pyreen	410	0.2585			
fenantreen	310	0.1955			
fluoranteen	750	0.4729			
benzo(a)antraceen	170	0.1072			
chryseen	400	0.2522			
benzo(b)fluoranteen	450	0.2837			
benzo(k)fluoranteen	260	0.1639			
benzo(ghi)peryleen	640	0.4035			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	570	0.3594			
som 10 PAK's	4051	2.5542	0.4	5	-48.9%
som 7 PCB's	56.4	0.0356	0.03	0.13	-72.6%
minerale olie	820	517.0240	151	1500	-65.5%
EOX	3.7	2.3329	0.24	3.5	-33.3%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Krankeloon
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	6.51	6.51	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.29	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	8.9	13.7	18	72	-81.0%	14	0.5	0
cadmium	0.37	0.7	2.9	10	-92.5%	0.4	0.03	0.05
chromium	26	34.3	220	330	-89.6%	31	0.6	0
koper	4.4	5.9	33	165	-96.4%	14	0.3	0
kwik	0.03	0.0	1.3	2	-98.3%	0.5	0.0046	0
lood	21	27.6	173	350	-92.1%	33	0.3	2.3
nikkel	4.3	6.7	54	80	-91.7%	6.5	0.2	0.3
zink	73	107.4	450	675	-84.1%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	1.3	0.0033			
benzo(a)pyreen	20	0.0500			
fenantreen	10	0.0250			
fluoranteen	33	0.0825			
benzo(a)antraceen	14	0.0350			
chryseen	23	0.0575			
benzo(b)fluoranteen	23	0.0575			
benzo(k)fluoranteen	11	0.0275			
benzo(ghi)peryleen	17	0.0425			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	23	0.0575			
som 10 PAK's	175.3	0.4383	0.4	5	-91.2%
som 7 PCB's	1.8	0.0045	0.03	0.13	-96.5%
minerale olie	18	45.0000	151	1500	-97.0%
EOX	0.31	0.7750	0.24	3.5	-77.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Krankeloon
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	8.04	8.04	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.53	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	11	16.2	18	72	-77.5%	14	0.5	0
cadmium	0.39	0.7	2.9	10	-92.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	31	39.8	220	330	-87.9%	31	0.6	0
koper	8.8	11.5	33	165	-93.0%	14	0.3	0
kwik	0.04	0.0	1.3	2	-97.7%	0.5	0.0046	0
lood	14	18.2	173	350	-94.8%	33	0.3	2.3
nikkel	4.8	7.2	54	80	-91.0%	6.5	0.2	0.3
zink	69	98.7	450	675	-85.4%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	2.9	0.0073			
benzo(a)pyreen	22	0.0550			
fenantreen	10	0.0250			
fluoranteen	37	0.0925			
benzo(a)antraceen	8.8	0.0220			
chryseen	20	0.0500			
benzo(b)fluoranteen	24	0.0600			
benzo(k)fluoranteen	14	0.0350			
benzo(ghi)peryleen	34	0.0850			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	25	0.0625			
som 10 PAK's	197.7	0.4943	0.4	5	-90.1%
som 7 PCB's	3.3	0.0083	0.03	0.13	-93.7%
minerale olie	30	75.0000	151	1500	-95.0%
EOX	0.23	0.5750	0.24	3.5	-83.6%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Lillo
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	12.1	12.1	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.24	2.24	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	11	14.5	18	72	-79.8%	14	0.5	0
cadmium	1.3	2.1	2.9	10	-79.2%	0.4	0.03	0.05
chromium	39	46.9	220	330	-85.8%	31	0.6	0
koper	26	31.7	33	165	-80.8%	14	0.3	0
kwik	0.15	0.2	1.3	2	-91.7%	0.5	0.0046	0
lood	34	42.3	173	350	-87.9%	33	0.3	2.3
nikkel	12	16.3	54	80	-79.7%	6.5	0.2	0.3
zink	150	197.8	450	675	-70.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	29	0.0647			
benzo(a)pyreen	150	0.3348			
fenantreen	95	0.2121			
fluoranteen	220	0.4911			
benzo(a)antraceen	74	0.1652			
chryseen	150	0.3348			
benzo(b)fluoranteen	170	0.3795			
benzo(k)fluoranteen	84	0.1875			
benzo(ghi)peryleen	130	0.2902			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	180	0.4018			
som 10 PAK's	1282	2.8616	0.4	5	-42.8%
som 7 PCB's	16	0.0357	0.03	0.13	-72.5%
minerale olie	190	424.1071	151	1500	-71.7%
EOX	1.2	2.6786	0.24	3.5	-23.5%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Lillo
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	14.89	14.89	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.59	2.59	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	14	17.3	18	72	-76.0%	14	0.5	0
cadmium	2.4	3.4	2.9	10	-65.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	47	54.1	220	330	-83.6%	31	0.6	0
koper	36	41.9	33	165	-74.6%	14	0.3	0
kwik	0.29	0.3	1.3	2	-84.3%	0.5	0.0046	0
lood	46	55.1	173	350	-84.3%	33	0.3	2.3
nikkel	15	19.0	54	80	-76.2%	6.5	0.2	0.3
zink	170	211.5	450	675	-68.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	18	0.0347			
benzo(a)pyreen	200	0.3861			
fenantreen	100	0.1931			
fluoranteen	320	0.6178			
benzo(a)antraceen	84	0.1622			
chryseen	170	0.3282			
benzo(b)fluoranteen	260	0.5019			
benzo(k)fluoranteen	110	0.2124			
benzo(ghi)peryleen	150	0.2896			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	220	0.4247			
som 10 PAK's	1632	3.1506	0.4	5	-37.0%
som 7 PCB's	28.2	0.0544	0.03	0.13	-58.1%
minerale olie	320	617.7606	151	1500	-58.8%
EOX	1.2	2.3166	0.24	3.5	-33.8%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Rand Plaat van Doel 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	9.31	9.31	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.03	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	8.2	11.6	18	72	-83.8%	14	0.5	0
cadmium	0.48	0.9	2.9	10	-91.4%	0.4	0.03	0.05
chromium	25	31.4	220	330	-90.5%	31	0.6	0
koper	25	32.0	33	165	-80.6%	14	0.3	0
kwik	0.08	0.1	1.3	2	-95.5%	0.5	0.0046	0
lood	18	23.2	173	350	-93.4%	33	0.3	2.3
nikkel	6	8.7	54	80	-89.1%	6.5	0.2	0.3
zink	97	135.5	450	675	-79.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	10	0.0250			
benzo(a)pyreen	60	0.1500			
fenantreen	41	0.1025			
fluoranteen	97	0.2425			
benzo(a)antraceen	23	0.0575			
chryseen	52	0.1300			
benzo(b)fluoranteen	69	0.1725			
benzo(k)fluoranteen	33	0.0825			
benzo(ghi)peryleen	66	0.1650			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	88	0.2200			
som 10 PAK's	539	1.3475	0.4	5	-73.1%
som 7 PCB's	13.6	0.0340	0.03	0.13	-73.8%
minerale olie	65	162.5000	151	1500	-89.2%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Zandvliet
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	15.4	15.4	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.76	2.76	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	12	14.7	18	72	-79.6%	14	0.5	0
cadmium	1.4	2.0	2.9	10	-80.4%	0.4	0.03	0.05
chromium	41	46.9	220	330	-85.8%	31	0.6	0
koper	41	47.3	33	165	-71.3%	14	0.3	0
kwik	0.26	0.3	1.3	2	-86.0%	0.5	0.0046	0
lood	39	46.1	173	350	-86.8%	33	0.3	2.3
nikkel	12	15.0	54	80	-81.3%	6.5	0.2	0.3
zink	200	245.4	450	675	-63.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	13	0.0236			
benzo(a)pyreen	180	0.3261			
fenantreen	130	0.2355			
fluoranteen	260	0.4710			
benzo(a)antraceen	90	0.1630			
chryseen	160	0.2899			
benzo(b)fluoranteen	200	0.3623			
benzo(k)fluoranteen	100	0.1812			
benzo(ghi)peryleen	200	0.3623			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	220	0.3986			
som 10 PAK's	1553	2.8134	0.4	5	-43.7%
som 7 PCB's	7.6	0.0138	0.03	0.13	-89.4%
minerale olie	190	344.2029	151	1500	-77.1%
EOX	0.95	1.7210	0.24	3.5	-50.8%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Zandvliet
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	15.65	15.65	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.24	2.24	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	12	14.6	18	72	-79.8%	14	0.5	0
cadmium	1.3	1.9	2.9	10	-81.5%	0.4	0.03	0.05
chromium	40	45.6	220	330	-86.2%	31	0.6	0
koper	40	46.0	33	165	-72.1%	14	0.3	0
kwik	0.14	0.2	1.3	2	-92.5%	0.5	0.0046	0
lood	33	40.0	173	350	-88.6%	33	0.3	2.3
nikkel	12	15.1	54	80	-81.1%	6.5	0.2	0.3
zink	190	236.2	450	675	-65.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	36	0.0804			
benzo(a)pyreen	160	0.3571			
fenantreen	130	0.2902			
fluoranteen	240	0.5357			
benzo(a)antraceen	82	0.1830			
chryseen	150	0.3348			
benzo(b)fluoranteen	160	0.3571			
benzo(k)fluoranteen	90	0.2009			
benzo(ghi)peryleen	180	0.4018			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	200	0.4464			
som 10 PAK's	1428	3.1875	0.4	5	-36.3%
som 7 PCB's	5.4	0.0121	0.03	0.13	-90.7%
minerale olie	140	312.5000	151	1500	-79.2%
EOX	0.54	1.2054	0.24	3.5	-65.6%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Zeesluis Wintam 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	31.04	31.04	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	8.79	8.79	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	0.2	0.2	18	72	-99.8%	14	0.5	0
cadmium	0.14	0.1	2.9	10	-98.9%	0.4	0.03	0.05
chrom	1.2	1.1	220	330	-99.7%	31	0.6	0
koper	2.1	1.9	33	165	-98.8%	14	0.3	0
kwik	0.66	0.6	1.3	2	-68.4%	0.5	0.0046	0
lood	0.6	0.5	173	350	-99.9%	33	0.3	2.3
nikkel	0.3	0.3	54	80	-99.7%	6.5	0.2	0.3
zink	1.2	1.0	450	675	-99.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	200	0.1138			
benzo(a)pyreen	420	0.2389			
fenantreen	460	0.2617			
fluoranteen	880	0.5006			
benzo(a)antraceen	160	0.0910			
chryseen	450	0.2560			
benzo(b)fluoranteen	610	0.3470			
benzo(k)fluoranteen	270	0.1536			
benzo(ghi)peryleen	570	0.3242			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	620	0.3527			
som 10 PAK's	4640	2.6394	0.4	5	-47.2%
som 7 PCB's	88.4	0.0503	0.03	0.13	-61.3%
minerale olie	1110	631.3993	151	1500	-57.9%
EOX	5.5	3.1286	0.24	3.5	-10.6%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Zeesluis Wintam
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	8.04	8.04	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.41	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	0.7	1.0	18	72	-98.6%	14	0.5	0
cadmium	0.12	0.2	2.9	10	-97.7%	0.4	0.03	0.05
chromium	1.3	1.7	220	330	-99.5%	31	0.6	0
koper	1	1.3	33	165	-99.2%	14	0.3	0
kwik	0.08	0.1	1.3	2	-95.4%	0.5	0.0046	0
lood	2.5	3.2	173	350	-99.1%	33	0.3	2.3
nikkel	0.7	1.0	54	80	-98.7%	6.5	0.2	0.3
zink	4	5.7	450	675	-99.2%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	28	0.0700			
benzo(a)pyreen	49	0.1225			
fenantreen	30	0.0750			
fluoranteen	61	0.1525			
benzo(a)antraceen	33	0.0825			
chryseen	51	0.1275			
benzo(b)fluoranteen	56	0.1400			
benzo(k)fluoranteen	28	0.0700			
benzo(ghi)peryleen	48	0.1200			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	63	0.1575			
som 10 PAK's	447	1.1175	0.4	5	-77.7%
som 7 PCB's	3	0.0075	0.03	0.13	-94.2%
minerale olie	23	57.5000	151	1500	-96.2%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Zeesluis Wintam
Nr. meetcampagne :	Opwaarts
Meetperiode :	13
	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	2.96	3	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.41	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	5.7	9.7	18	72	-86.5%	14	0.5	0
cadmium	1.6	3.8	2.9	10	-62.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	13	18.2	220	330	-94.5%	31	0.6	0
koper	10	14.4	33	165	-91.3%	14	0.3	0
kwik	0.08	0.1	1.3	2	-95.2%	0.5	0.0046	0
lood	21	28.4	173	350	-91.9%	33	0.3	2.3
nikkel	5.6	9.5	54	80	-88.2%	6.5	0.2	0.3
zink	150	236.5	450	675	-65.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	2.2	0.0055			
benzo(a)pyreen	71	0.1775			
fenantreen	30	0.0750			
fluoranteen	130	0.3250			
benzo(a)antraceen	68	0.1700			
chryseen	83	0.2075			
benzo(b)fluoranteen	80	0.2000			
benzo(k)fluoranteen	39	0.0975			
benzo(ghi)peryleen	37	0.0925			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	93	0.2325			
som 10 PAK's	633.2	1.5830	0.4	5	-68.3%
som 7 PCB's	1.5	0.0038	0.03	0.13	-97.1%
minerale olie	19	47.5000	151	1500	-96.8%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Plaat en Drempel Van De Parel
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	10.83	10.83	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.9	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	45	61.4	18	72	-14.7%	14	0.5	0
cadmium	5.3	9.0	2.9	10	-10.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	240	294.4	220	330	-10.8%	31	0.6	0
koper	52	64.8	33	165	-60.7%	14	0.3	0
kwik	0.11	0.1	1.3	2	-93.8%	0.5	0.0046	0
lood	92	117.1	173	350	-66.5%	33	0.3	2.3
nikkel	27	37.9	54	80	-52.6%	6.5	0.2	0.3
zink	450	611.9	450	675	-9.4%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	40	0.1000			
benzo(a)pyreen	89	0.2225			
fenantreen	90	0.2250			
fluoranteen	140	0.3500			
benzo(a)antraceen	41	0.1025			
chryseen	99	0.2475			
benzo(b)fluoranteen	120	0.3000			
benzo(k)fluoranteen	62	0.1550			
benzo(ghi)peryleen	120	0.3000			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	120	0.3000			
som 10 PAK's	921	2.3025	0.4	5	-54.0%
som 7 PCB's	12.8	0.0320	0.03	0.13	-75.4%
minerale olie	110	275.0000	151	1500	-81.7%
EOX	0.53	1.3250	0.24	3.5	-62.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Plaat en Drempel Van De Parel
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	8.8	8.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.97	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	9	13.0	18	72	-82.0%	14	0.5	0
cadmium	1.4	2.6	2.9	10	-74.3%	0.4	0.03	0.05
chromium	50	63.4	220	330	-80.8%	31	0.6	0
koper	15	19.4	33	165	-88.3%	14	0.3	0
kwik	0.14	0.2	1.3	2	-92.0%	0.5	0.0046	0
lood	23	29.7	173	350	-91.5%	33	0.3	2.3
nikkel	6.7	9.8	54	80	-87.7%	6.5	0.2	0.3
zink	110	155.1	450	675	-77.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	47	0.1175			
benzo(a)pyreen	170	0.4250			
fenantreen	150	0.3750			
fluoranteen	280	0.7000			
benzo(a)antraceen	79	0.1975			
chryseen	170	0.4250			
benzo(b)fluoranteen	270	0.6750			
benzo(k)fluoranteen	110	0.2750			
benzo(ghi)peryleen	200	0.5000			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	220	0.5500			
som 10 PAK's	1696	4.2400	0.4	5	-15.2%
som 7 PCB's	9.2	0.0230	0.03	0.13	-82.3%
minerale olie	65	162.5000	151	1500	-89.2%
EOX	0.36	0.9000	0.24	3.5	-74.3%

EVALUATIE KWALITEIT BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Frederik
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	17.43	17.43	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	3.1	3.1	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	24	28.0	18	72	-61.1%	14	0.5	0
cadmium	4	5.2	2.9	10	-48.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	76	84.3	220	330	-74.4%	31	0.6	0
koper	65	72.7	33	165	-56.0%	14	0.3	0
kwik	0.2	0.2	1.3	2	-89.4%	0.5	0.0046	0
lood	68	78.0	173	350	-77.7%	33	0.3	2.3
nikkel	18	21.4	54	80	-93.9%	6.5	0.2	0.3
zink	270	317.4	450	675	-53.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	56	0.0903			
benzo(a)pyreen	170	0.2742			
fenantreen	130	0.2097			
fluoranteen	220	0.3548			
benzo(a)antraceen	53	0.0855			
chryseen	130	0.2097			
benzo(b)fluoranteen	200	0.3226			
benzo(k)fluoranteen	90	0.1452			
benzo(ghi)peryleen	190	0.3065			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	200	0.3226			
som 10 PAK's	1439	2.3210	0.4	5	-53.6%
som 7 PCB's	7.3	0.0118	0.03	0.13	-90.9%
minerale olie	200	322.5806	151	1500	-78.5%
EOX	1.2	1.9355	0.24	3.5	-44.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Drempel van Frederik
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	16.16	16.16	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	2.93	2.93	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	17	20.4	18	72	-71.7%	14	0.5	0
cadmium	2.8	3.8	2.9	10	-62.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	54	61.0	220	330	-81.5%	31	0.6	0
koper	39	44.5	33	165	-73.0%	14	0.3	0
kwik	0.16	0.2	1.3	2	-91.4%	0.5	0.0046	0
lood	49	57.1	173	350	-83.7%	33	0.3	2.3
nikkel	13	15.9	54	80	-80.1%	6.5	0.2	0.3
zink	220	265.2	450	675	-60.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	44	0.0751			
benzo(a)pyreen	220	0.3754			
fenantreen	170	0.2901			
fluoranteen	270	0.4608			
benzo(a)antraceen	99	0.1689			
chryseen	180	0.3072			
benzo(b)fluoranteen	260	0.4437			
benzo(k)fluoranteen	120	0.2048			
benzo(ghi)peryleen	240	0.4096			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	260	0.4437			
som 10 PAK's	1863	3.1792	0.4	5	-36.4%
som 7 PCB's	13.8	0.0235	0.03	0.13	-81.9%
minerale olie	220	375.4266	151	1500	-75.0%
EOX	1.5	2.5597	0.24	3.5	-26.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Berendrechtsluis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	47.63	47.63	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	6.72	6.72	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	22	15.4	18	72	-78.6%	14	0.5	0
cadmium	3.9	2.5	2.9	10	-74.8%	0.4	0.03	0.05
chrom	80	61.8	220	330	-81.3%	31	0.6	0
koper	64	48.6	33	165	-70.5%	14	0.3	0
kwik	0.45	0.4	1.3	2	-80.8%	0.5	0.0046	0
lood	76	63.0	173	350	-82.0%	33	0.3	2.3
nikkel	20	14.4	54	80	-82.0%	6.5	0.2	0.3
zink	330	246.4	450	675	-63.5%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	210	0.1563			
benzo(a)pyreen	450	0.3348			
fenantreen	440	0.3274			
fluoranteen	570	0.4241			
benzo(a)antraceen	190	0.1414			
chryseen	400	0.2976			
benzo(b)fluoranteen	550	0.4092			
benzo(k)fluoranteen	250	0.1860			
benzo(ghi)peryleen	540	0.4018			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	610	0.4539			
som 10 PAK's	4210	3.1324	0.4	5	-37.4%
som 7 PCB's	46.7	0.0347	0.03	0.13	-73.3%
minerale olie	600	446.4286	151	1500	-70.2%
EOX	2.3	1.7113	0.24	3.5	-51.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Boudewijnsdijk 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	44.87	44.87	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.41	7.41	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	27	19.6	18	72	-72.7%	14	0.5	0
cadmium	5.2	3.4	2.9	10	-65.6%	0.4	0.03	0.05
chromium	100	79.4	220	330	-75.9%	31	0.6	0
koper	72	56.4	33	165	-65.8%	14	0.3	0
kwik	0.52	0.5	1.3	2	-77.4%	0.5	0.0046	0
lood	97	79.4	173	350	-77.3%	33	0.3	2.3
nikkel	25	18.4	54	80	-77.0%	6.5	0.2	0.3
zink	420	317.6	450	675	-52.9%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	330	0.2227			
benzo(a)pyreen	480	0.3239			
fenantreen	410	0.2767			
fluoranteen	640	0.4318			
benzo(a)antraceen	200	0.1350			
chryseen	390	0.2632			
benzo(b)fluoranteen	510	0.3441			
benzo(k)fluoranteen	270	0.1822			
benzo(ghi)peryleen	540	0.3644			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	660	0.4453			
som 10 PAK's	4430	2.9892	0.4	5	-40.2%
som 7 PCB's	32.7	0.0221	0.03	0.13	-83.0%
minerale olie	700	472.3347	151	1500	-68.5%
EOX	3	2.0243	0.24	3.5	-42.2%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Van Cauwelaertsluis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	28.27	28.27	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	6.21	6.21	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	42	39.6	18	72	-45.1%	14	0.5	0
cadmium	7.6	6.8	2.9	10	-31.7%	0.4	0.03	0.05
chrom	160	153.5	220	330	-53.5%	31	0.6	0
koper	100	95.6	33	165	-42.0%	14	0.3	0
kwik	0.48	0.5	1.3	2	-76.6%	0.5	0.0046	0
lood	140	130.6	173	350	-62.7%	33	0.3	2.3
nikkel	37	34.3	54	80	-57.1%	6.5	0.2	0.3
zink	640	595.3	450	675	-11.8%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	260	0.2093			
benzo(a)pyreen	410	0.3301			
fenantreen	390	0.3140			
fluoranteen	600	0.4831			
benzo(a)antraceen	180	0.1449			
chryseen	370	0.2979			
benzo(b)fluoranteen	570	0.4589			
benzo(k)fluoranteen	240	0.1932			
benzo(ghi)peryleen	480	0.3865			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	610	0.4911			
som 10 PAK's	4110	3.3092	0.4	5	-33.8%
som 7 PCB's	50.4	0.0406	0.03	0.13	-68.8%
minerale olie	640	515.2979	151	1500	-65.6%
EOX	3.2	2.5765	0.24	3.5	-26.4%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Zandvlietsluis 0
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	47.63	47.63	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	6.9	6.9	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	23	16.1	18	72	-77.6%	14	0.5	0
cadmium	4.2	2.7	2.9	10	-73.0%	0.4	0.03	0.05
chrom	88	67.9	220	330	-79.4%	31	0.6	0
koper	72	54.7	33	165	-66.8%	14	0.3	0
kwik	0.46	0.4	1.3	2	-80.3%	0.5	0.0046	0
lood	81	66.7	173	350	-80.9%	33	0.3	2.3
nikkel	22	15.8	54	80	-80.2%	6.5	0.2	0.3
zink	330	245.5	450	675	-63.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	330	0.2391			
benzo(a)pyreen	410	0.2971			
fenantreen	390	0.2826			
fluoranteen	560	0.4058			
benzo(a)antraceen	160	0.1159			
chryseen	370	0.2681			
benzo(b)fluoranteen	530	0.3841			
benzo(k)fluoranteen	240	0.1739			
benzo(ghi)peryleen	520	0.3768			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	550	0.3986			
som 10 PAK's	4060	2.9420	0.4	5	-41.2%
som 7 PCB's	45.3	0.0328	0.03	0.13	-74.7%
minerale olie	690	500.0000	151	1500	-66.7%
EOX	3	2.1739	0.24	3.5	-37.9%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Kallosluis
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	44.87	44.87	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	8.28	8.28	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	44	32.0	18	72	-55.6%	14	0.5	0
cadmium	8	5.2	2.9	10	-48.2%	0.4	0.03	0.05
chrom	160	127.1	220	330	-61.5%	31	0.6	0
koper	130	101.8	33	165	-38.3%	14	0.3	0
kwik	0.56	0.5	1.3	2	-75.6%	0.5	0.0046	0
lood	150	119.1	173	350	-66.0%	33	0.3	2.3
nikkel	39	28.2	54	80	-64.7%	6.5	0.2	0.3
zink	690	512.7	450	675	-24.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	89	0.0537			
benzo(a)pyreen	490	0.2959			
fenantreen	420	0.2536			
fluoranteen	690	0.4167			
benzo(a)antracene	200	0.1208			
chryseen	420	0.2536			
benzo(b)fluoranteen	610	0.3684			
benzo(k)fluoranteen	300	0.1812			
benzo(ghi)peryleen	560	0.3382			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	620	0.3744			
som 10 PAK's	4399	2.6564	0.4	5	-46.9%
som 7 PCB's	76.3	0.0461	0.03	0.13	-64.6%
minerale olie	860	519.3237	151	1500	-65.4%
EOX	4.4	2.6570	0.24	3.5	-24.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Kallosluis
Nr. meetcampagne :	13
Meetperiode :	2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	33.8	33.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.41	7.41	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	23	19.7	18	72	-72.6%	14	0.5	0
cadmium	4.4	3.5	2.9	10	-65.5%	0.4	0.03	0.05
chrom	83	74.5	220	330	-77.4%	31	0.6	0
koper	62	55.2	33	165	-66.5%	14	0.3	0
kwik	0.59	0.6	1.3	2	-72.3%	0.5	0.0046	0
lood	82	70.9	173	350	-79.8%	33	0.3	2.3
nikkel	21	17.6	54	80	-78.0%	6.5	0.2	0.3
zink	350	296.8	450	675	-56.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	490	0.3306			
benzo(a)pyreen	470	0.3171			
fenantreen	390	0.2632			
fluoranteen	570	0.3846			
benzo(a)antraceen	150	0.1012			
chryseen	400	0.2699			
benzo(b)fluoranteen	620	0.4184			
benzo(k)fluoranteen	290	0.1957			
benzo(ghi)peryleen	410	0.2767			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	610	0.4116			
som 10 PAK's	4400	2.9690	0.4	5	-40.6%
som 7 PCB's	51	0.0344	0.03	0.13	-73.5%
minerale olie	740	499.3252	151	1500	-66.7%
EOX	3.1	2.0918	0.24	3.5	-40.2%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Geul Kallosluis
Nr. meetcampagne :	Opwaarts
Meetperiode :	13 2000juni

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	39.34	39.34	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	7.93	7.93	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	33	26.0	18	72	-63.9%	14	0.5	0
cadmium	6.1	4.3	2.9	10	-56.8%	0.4	0.03	0.05
chromium	120	101.1	220	330	-69.4%	31	0.6	0
koper	88	73.3	33	165	-55.6%	14	0.3	0
kwik	0.67	0.6	1.3	2	-69.7%	0.5	0.0046	0
lood	120	99.0	173	350	-71.7%	33	0.3	2.3
nikkel	30	23.3	54	80	-70.9%	6.5	0.2	0.3
zink	490	387.4	450	675	-42.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	170	0.1072			
benzo(a)pyreen	490	0.3090			
fenantreen	450	0.2837			
fluoranteen	680	0.4288			
benzo(a)antraceen	230	0.1450			
chryseen	450	0.2837			
benzo(b)fluoranteen	630	0.3972			
benzo(k)fluoranteen	310	0.1955			
benzo(ghi)peryleen	550	0.3468			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	680	0.4288			
som 10 PAK's	4640	2.9256	0.4	5	-41.5%
som 7 PCB's	56.4	0.0356	0.03	0.13	-72.6%
minerale olie	820	517.0240	151	1500	-65.5%
EOX	3.7	2.3329	0.24	3.5	-33.3%

**D.4 Gegevens m.b.t. kwaliteit baggerspecie in de stortplaatsen
(Resultaten monitoring door VMM van de stortlocaties en toetsing
door Ecolas voor 2000)**

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeescheide 2000

			Gran<2 %	As t mg/kg	Cd t mg/kg	Crt mg/kg	Cut mg/kg	Hgt mg/kg	Nit mg/kg	Pbt mg/kg	Znt mg/kg
G-2000-04177	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel opwaarts	11.08	7.1	0.79	25	14	0.17	8.1	20	72
G-2000-04178	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel afwaarts	11.84	8.2	0.91	28	14	0.19	8.3	21	77
G-2000-04179	10-11-2000	Punt van Meisele	5.75	6.4	0.36	20	4.1	0.06	4.6	12	45
G-2000-04180	10-11-2000	Plaat van Boomke afwaarts	31.04	18	3.5	66	56	0.78	20	67	220
G-2000-04181	10-11-2000	Plaat van Boomke opwaarts	3.21	6.9	0.34	19	14	0.04	3.9	30	56
G-2000-04182	10-11-2000	Oosterweel	28.27	26	3.7	59	65	1.5	19	280	320

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			B(a)A µg/kg	B(ghi)Pe µg/kg	B(a)P µg/kg	Fen µg/kg	IP µg/kg	Pyr µg/kg	dBz(ah)An µg/kg	Ant µg/kg
G-2000-04177	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel opwaarts	17	74	46	56	60	93	43	15
G-2000-04178	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel afwaarts	58	130	120	85	170	140	30	46
G-2000-04179	10-11-2000	Punt van Meisele	2	26	16	15	14	18	8.4	4.8
G-2000-04180	10-11-2000	Plaat van Boomke afwaarts	110	230	220	250	280	370	43	94
G-2000-04181	10-11-2000	Plaat van Boomke opwaarts	55	9.9	7.6	7.7	11	26	5.4	2.5
G-2000-04182	10-11-2000	Oosterweel	400	600	590	540	800	900	180	250

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			B(b)Flu µg/kg	B(k)Flu µg/kg	Chr µg/kg	Flu µg/kg	PCB 28+31 µg/kg	PCB 52 µg/kg	PCB 101 µg/kg
G-2000-04177	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel opwaarts	71	32	41	58	<0.05	<0.05	0.5
G-2000-04178	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel afwaarts	150	67	120	150	<0.05	<0.05	0.7
G-2000-04179	10-11-2000	Punt van Meisele	24	10	12	15	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04180	10-11-2000	Plaat van Boomke afwaarts	310	130	210	290	0.7	1.8	3.8
G-2000-04181	10-11-2000	Plaat van Boomke opwaarts	14	5.2	4.2	10	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04182	10-11-2000	Oosterweel	680	310	660	780	<0.05	3	4.6

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			PCB 118 µg/kg	PCB 138 µg/kg	PCB 153 µg/kg	PCB 180 µg/kg	Aldrin µg/kg	Dieldrin µg/kg	Endrin µg/kg
G-2000-04177	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel opwaarts	0.6	1.9	1.7	1.3	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04178	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel afwaarts	0.4	1.5	2	1.2	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04179	10-11-2000	Punt van Melsele	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04180	10-11-2000	Plaat van Boomke afwaarts	3.4	6.7	9	5.8	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04181	10-11-2000	Plaat van Boomke opwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04182	10-11-2000	Oosterweel	4.3	6.9	8.3	5.1	<0.05	<0.05	<0.05

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			opDDD µg/kg	opDDE µg/kg	opDDT µg/kg	pp'DDD µg/kg	pp'DDE µg/kg	pp'DDT µg/kg	aEndo µg/kg	aHCH µg/kg
G-2000-04177	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel opwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04178	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel afwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04179	10-11-2000	Punt van Melsele	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04180	10-11-2000	Plaat van Boomke afwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04181	10-11-2000	Plaat van Boomke opwaarts	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
G-2000-04182	10-11-2000	Oosterweel	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

		bHCH µg/kg	gHCH µg/kg	eHCH µg/kg	chHCEpx µg/kg	thHCEpx µg/kg	HpC µg/kg	HCbZ µg/kg	TOC gC/kg
G-2000-04177	10-11-2000	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	8.5
G-2000-04178	10-11-2000	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	8.3
G-2000-04179	10-11-2000	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	2.3
G-2000-04180	10-11-2000	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	24
G-2000-04181	10-11-2000	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.5
G-2000-04182	10-11-2000	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	20

Schaar van Ouden Doel opwaarts
Schaar van Ouden Doel afwaarts
Punt van Melsele
Plaat van Boomke afwaarts
Plaat van Boomke opwaarts
Oosterweel

Resultaten stortlocaties Beneden-Zeeschelde 2000

			EAS tce mg/kg	EOX mgCl/kg
G-2000-04177	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel opwaarts	100	0.78
G-2000-04178	10-11-2000	Schaar van Ouden Doel afwaarts	110	0.56
G-2000-04179	10-11-2000	Punt van Melsele	33	<0.2
G-2000-04180	10-11-2000	Plaat van Boomke afwaarts	370	0.75
G-2000-04181	10-11-2000	Plaat van Boomke opwaarts	25	<0.1
G-2000-04182	10-11-2000	Oosterweel	350	0.73

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Oosterweel
Nr. meetcampagne :	0
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	28.3	28.3	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	3.45	3.45	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	26	24.5	18	72	-66.0%	14	0.5	0
cadmium	3.7	3.6	2.9	10	-63.6%	0.4	0.03	0.05
chrom	59	56.6	220	330	-82.9%	31	0.6	0
koper	65	62.1	33	165	-62.3%	14	0.3	0
kwik	1.5	1.5	1.3	2	-26.8%	0.5	0.0046	0
lood	280	294.6	173	350	-15.8%	33	0.3	2.3
nikkel	19	18.7	54	80	-76.6%	6.5	0.2	0.3
zink	320	319.8	450	675	-52.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	200	0.2899			
benzo(a)pyreen	590	0.8551			
fenantreen	540	0.7826			
fluoranteen	780	1.1304			
benzo(a)antraceen	400	0.5797			
chryseen	660	0.9565			
benzo(b)fluoranteen	680	0.9855			
benzo(k)fluoranteen	310	0.4493			
benzo(ghi)peryleen	600	0.8696			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	800	1.1594			
som 10 PAK's	5560	8.0580	0.4	5	61.2%
som 7 PCB's	32.2	0.0467	0.03	0.13	-64.1%
minerale olie	350	507.2464	151	1500	-66.2%
EOX	0.73	1.0580	0.24	3.5	-69.8%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Plaat van Boomke afwaarts 0
Nr. meetcampagne :	0
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	31	31	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	4.14	4.14	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	18	16.2	18	72	-77.5%	14	0.5	0
cadmium	3.5	3.2	2.9	10	-68.1%	0.4	0.03	0.05
chromium	66	61.2	220	330	-81.5%	31	0.6	0
koper	56	51.7	33	165	-68.7%	14	0.3	0
kwik	0.78	0.7	1.3	2	-62.7%	0.5	0.0046	0
lood	67	67.2	173	350	-80.8%	33	0.3	2.3
nikkel	20	18.6	54	80	-76.7%	6.5	0.2	0.3
zink	220	208.7	450	675	-69.1%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	280	0.3382			
benzo(a)pyreen	220	0.2657			
fenantreen	250	0.3019			
fluoranteen	290	0.3502			
benzo(a)antraceen	110	0.1329			
chryseen	210	0.2536			
benzo(b)fluoranteen	310	0.3744			
benzo(k)fluoranteen	130	0.1570			
benzo(ghi)peryleen	230	0.2778			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	280	0.3382			
som 10 PAK's	2310	2.7899	0.4	5	-44.2%
som 7 PCB's	31.2	0.0377	0.03	0.13	-71.0%
minerale olie	370	446.8599	151	1500	-70.2%
EOX	0.75	0.9058	0.24	3.5	-74.1%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Plaat van Boomke opwaarts 0
Nr. meetcampagne :	0
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	3.2	3.2	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.26	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arseen	6.9	11.7	18	72	-83.7%	14	0.5	0
cadmium	0.34	0.8	2.9	10	-92.0%	0.4	0.03	0.05
chromium	19	26.5	220	330	-92.0%	31	0.6	0
koper	14	20.1	33	165	-87.8%	14	0.3	0
kwik	0.04	0.0	1.3	2	-97.6%	0.5	0.0046	0
lood	30	40.5	173	350	-88.4%	33	0.3	2.3
nikkel	3.9	6.6	54	80	-91.8%	6.5	0.2	0.3
zink	56	88.0	450	675	-87.0%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	2.2	0.0055			
benzo(a)pyreen	7.6	0.0190			
fenantreen	7.7	0.0193			
fluoranteen	10	0.0250			
benzo(a)antraceen	55	0.1375			
chryseen	4.2	0.0105			
benzo(b)fluoranteen	14	0.0350			
benzo(k)fluoranteen	5.2	0.0130			
benzo(ghi)peryleen	9.9	0.0248			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	11	0.0275			
som 10 PAK's	126.8	0.3170	0.4	5	-93.7%
som 7 PCB's	0.05	0.0001	0.03	0.13	-99.9%
minerale olie	25	62.5000	151	1500	-95.8%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Punt van Melsele 0
Nr. meetcampagne :	0
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	5.8	5.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	0.4	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	6.4	10.0	18	72	-86.1%	14	0.5	0
cadmium	0.36	0.7	2.9	10	-92.5%	0.4	0.03	0.05
chromium	20	26.7	220	330	-91.9%	31	0.6	0
koper	4.1	5.6	33	165	-96.6%	14	0.3	0
kwik	0.06	0.1	1.3	2	-96.5%	0.5	0.0046	0
lood	12	15.9	173	350	-95.5%	33	0.3	2.3
nikkel	4.6	7.2	54	80	-91.0%	6.5	0.2	0.3
zink	45	67.1	450	675	-90.1%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	12	0.0300			
benzo(a)pyreen	16	0.0400			
fenantreen	15	0.0375			
fluoranteen	15	0.0375			
benzo(a)antraceen	2	0.0050			
chryseen	12	0.0300			
benzo(b)fluoranteen	24	0.0600			
benzo(k)fluoranteen	10	0.0250			
benzo(ghi)peryleen	26	0.0650			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	14	0.0350			
som 10 PAK's	146	0.3650	0.4	5	-92.7%
som 7 PCB's	0.05	0.0001	0.03	0.13	-99.9%
minerale olie	33	82.5000	151	1500	-94.5%
EOX	0.2	0.5000	0.24	3.5	-85.7%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Schaar van Ouden Doel afwaarts 0
Nr. meetcampagne :	0
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	11.8	11.8	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.43	2	standaard = 5 % ; minimum = 2 % ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	8.2	10.9	18	72	-84.8%	14	0.5	0
cadmium	0.91	1.5	2.9	10	-85.1%	0.4	0.03	0.05
chrom	28	33.8	220	330	-89.8%	31	0.6	0
koper	14	17.2	33	165	-89.6%	14	0.3	0
kwik	0.19	0.2	1.3	2	-89.5%	0.5	0.0046	0
lood	21	26.5	173	350	-92.4%	33	0.3	2.3
nikkel	8.3	11.4	54	80	-85.7%	6.5	0.2	0.3
zink	77	102.9	450	675	-84.7%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	62	0.1550			
benzo(a)pyreen	120	0.3000			
fenantreen	85	0.2125			
fluoranteen	150	0.3750			
benzo(a)antracene	58	0.1450			
chryseen	120	0.3000			
benzo(b)fluoranteen	150	0.3750			
benzo(k)fluoranteen	67	0.1675			
benzo(ghi)peryleen	130	0.3250			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	170	0.4250			
som 10 PAK's	1112	2.7800	0.4	5	-44.4%
som 7 PCB's	5.8	0.0145	0.03	0.13	-88.8%
minerale olie	110	275.0000	151	1500	-81.7%
EOX	0.56	1.4000	0.24	3.5	-60.0%

EVALUATIE BAGGERSPECIE VOLGENS TOETSINGSKADER ECOLAS (VERDRAG VAN PARIJS)

Locatie :	Schaar van Ouden Doel opwaarts 0
Nr. meetcampagne :	0
Meetperiode :	2000

Kenmerken bodem		Meetw.	Inputw.	Standaardbodem Ecolas
gehalte aan klei (in %) :	x =	11.1	11.1	standaard = 25 % ; minimum = 3%
gehalte org. materiaal (in %)	y =	1.47	2	standaard = 5 % ; minimum = 2% ; maximum = 30%

Zware metalen	Meetwaarde bij (x,y)	Meetwaarde bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde	Omrekeningscoëff.		
						A	B	C
arsen	7.1	9.6	18	72	-86.6%	14	0.5	0
cadmium	0.79	1.3	2.9	10	-86.7%	0.4	0.03	0.05
chromium	25	30.5	220	330	-90.7%	31	0.6	0
koper	14	17.4	33	165	-89.5%	14	0.3	0
kwik	0.17	0.2	1.3	2	-90.5%	0.5	0.0046	0
lood	20	25.4	173	350	-92.7%	33	0.3	2.3
nikkel	8.1	11.3	54	80	-85.9%	6.5	0.2	0.3
zink	72	97.4	450	675	-85.6%	46	1.1	2.3

Org. verbindingen	Meetw. in µg/kg bij (x,y)	Meetw. in mg/kg bij (25,5)	Streefwaarde bij (25,5)	Toetsingswaarde bij (25,5)	% overschrijding van toetsingswaarde
naftaleen	69	0.1725			
benzo(a)pyreen	46	0.1150			
fenantreen	56	0.1400			
fluoranteen	58	0.1450			
benzo(a)antraceen	17	0.0425			
chryseen	41	0.1025			
benzo(b)fluoranteen	71	0.1775			
benzo(k)fluoranteen	32	0.0800			
benzo(ghi)peryleen	74	0.1850			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	60	0.1500			
som 10 PAK's	524	1.3100	0.4	5	-73.8%
som 7 PCB's	6	0.0150	0.03	0.13	-88.5%
minerale olie	100	250.0000	151	1500	-83.3%
EOX	0.78	1.9500	0.24	3.5	-44.3%

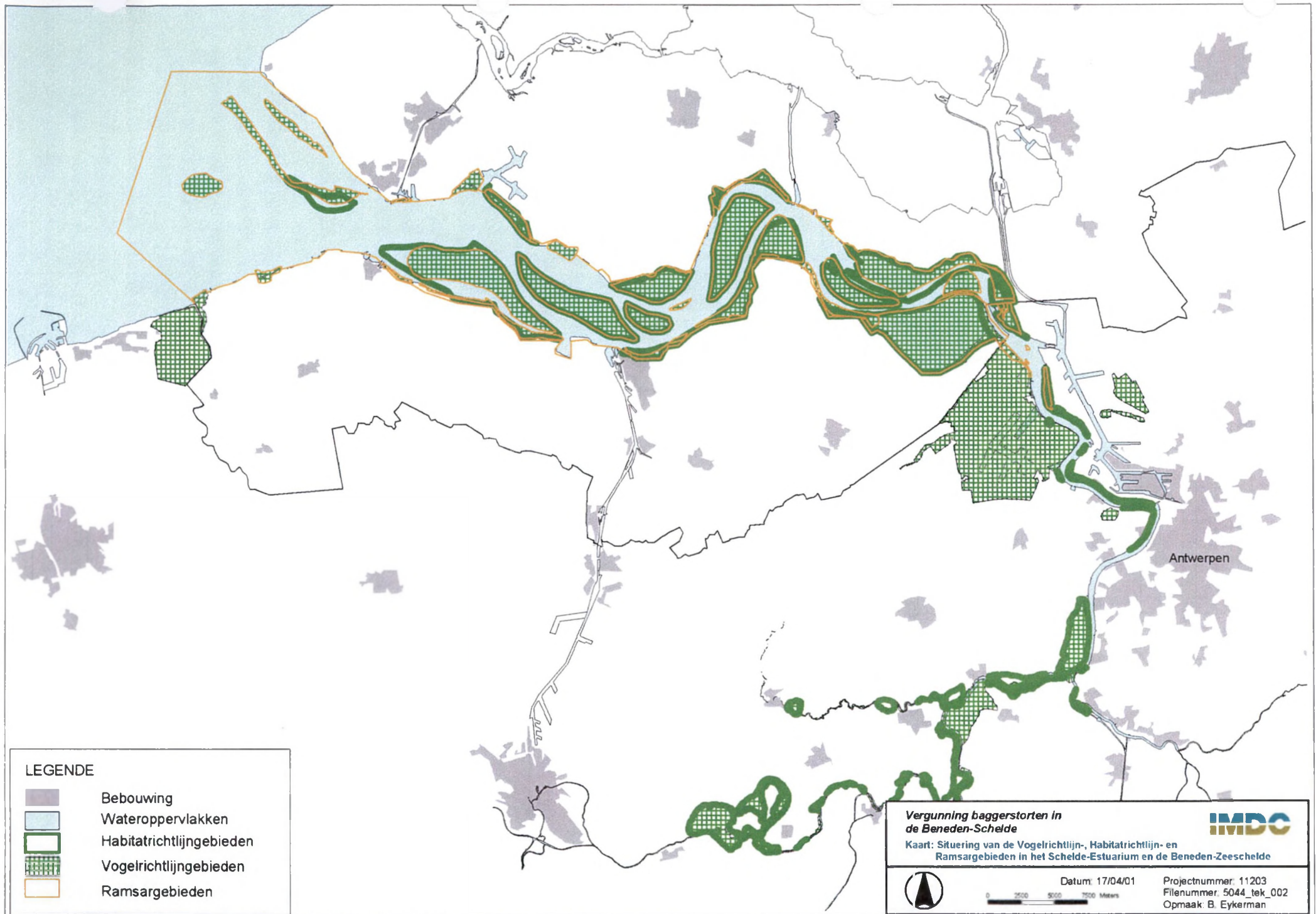
Bijlage E Gegevens m.b.t ecologie

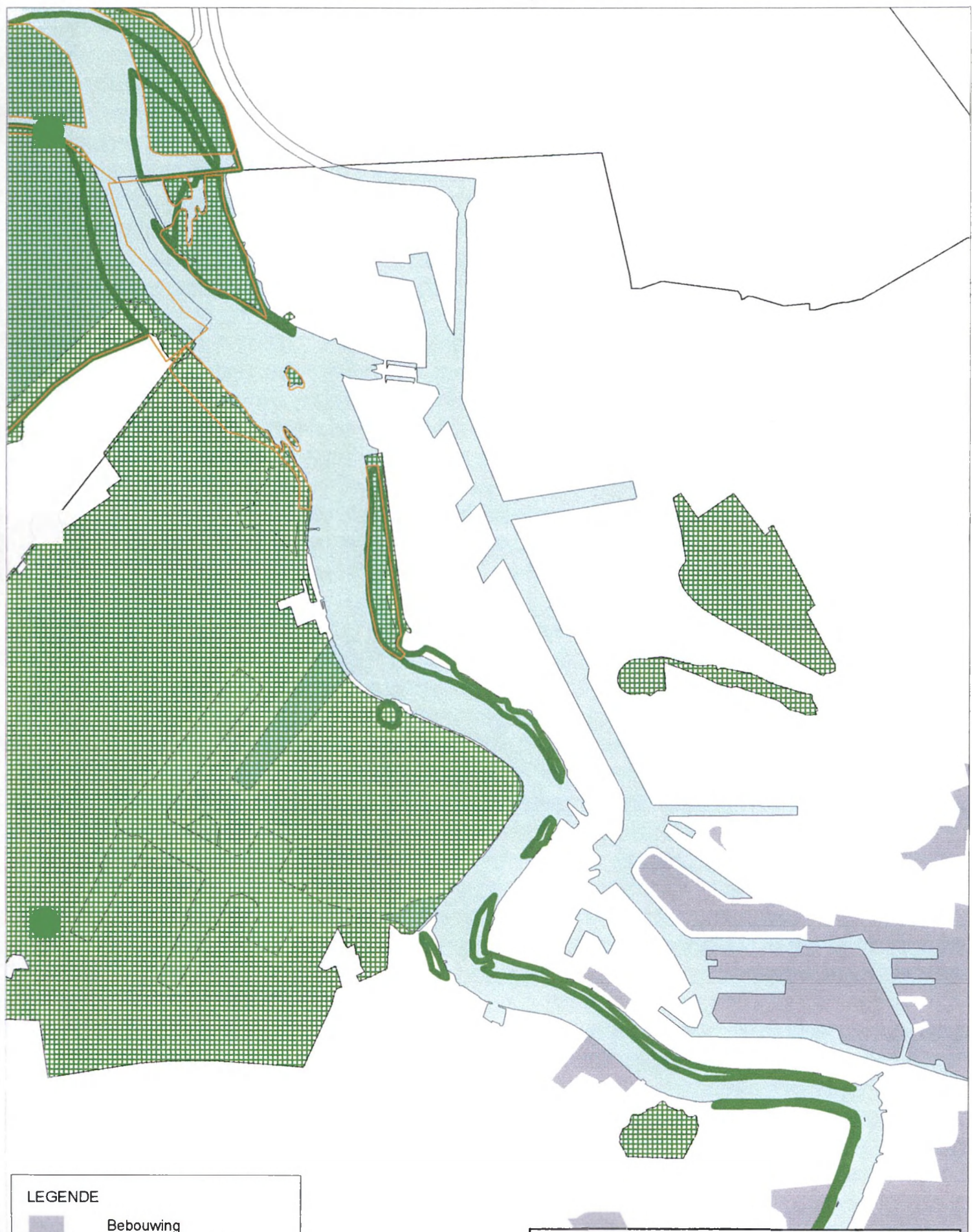
E.1 Situering van de belangrijkste morfologische structuren in het Schelde-Estuarium

(naar Van Damme et al. 1999)


E.2 Situering van de Vogelrichtlijn-, Habitatrichtlijn- en Ramsargebieden in het Schelde-Estuarium en de Beneden-Zeeschelde

(Bron: www.instrnat.be)





LEGENDE

-  Bebouwing
-  Wateroppervlakken
-  Habitatrichtlijngebieden
-  Vogelrichtlijngebieden
-  Ramsgebieden

**Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde**



Kaart: Situering van de Vogelrichtlijn-, Habitatrichtlijn- en
Ramsgebieden in het Schelde-Estuarium en de Beneden-Zeeschelde

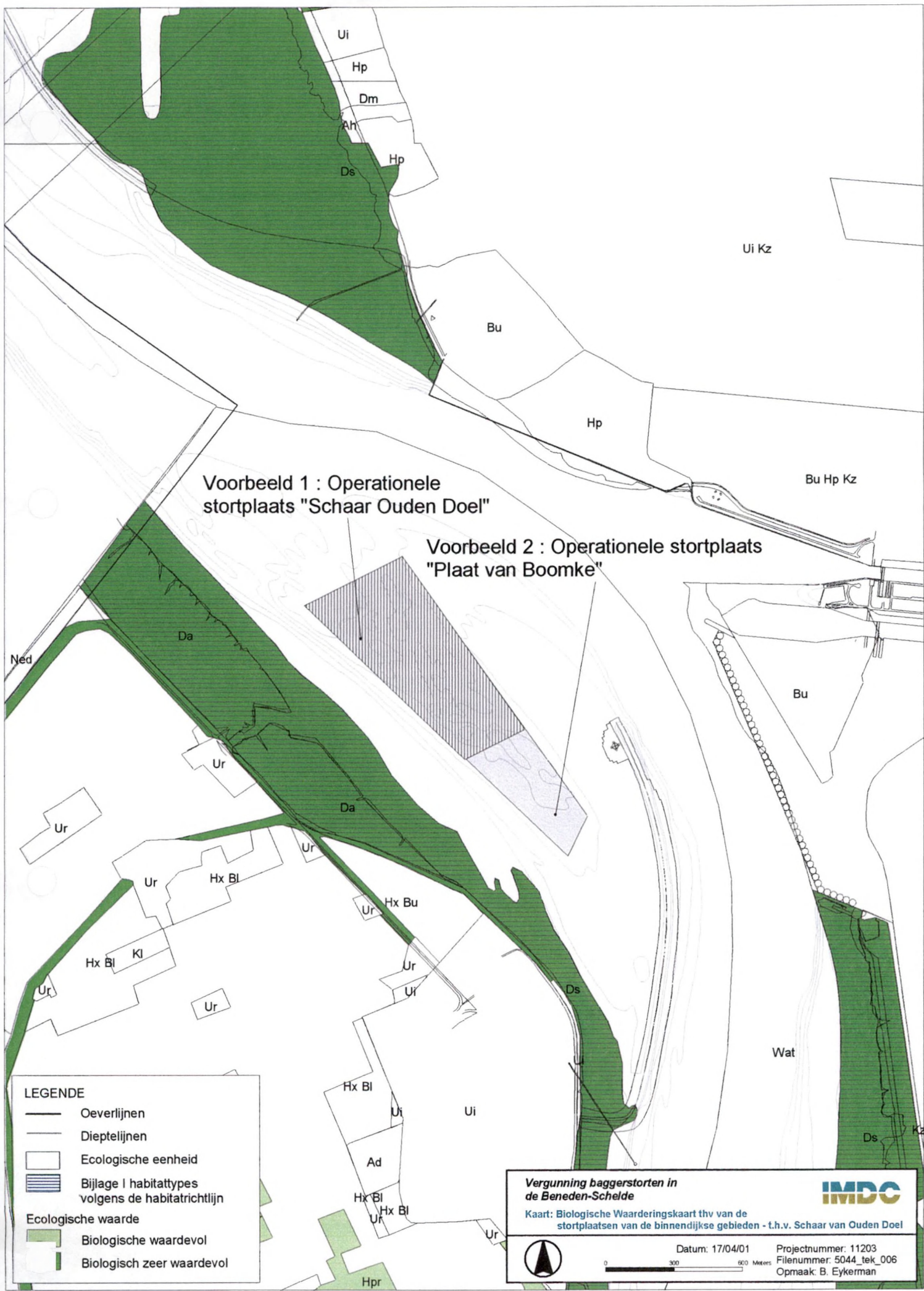


Datum: 17/04/01
0 1000 2000 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_002
Opmaak: B. Eykerman

E.3 Biologische Waarderingskaart t.h.v. van de stortplaatsen van de binnendijkse gebieden

(Bron: www.instnat.be)



Voorbeeld 1 : Operationele
stortplaats "Schaar Ouden Doel"

Voorbeeld 2 : Operationele stortplaats
"Plaat van Boomke"

LEGENDE

— Oeverlijnen
— Dieptelijnen
□ Ecologische eenheid
▨ Bijlage I habitattypes volgens de habitatrichtlijn

Ecologische waarde

■ Biologische waardevol
■ Biologisch zeer waardevol

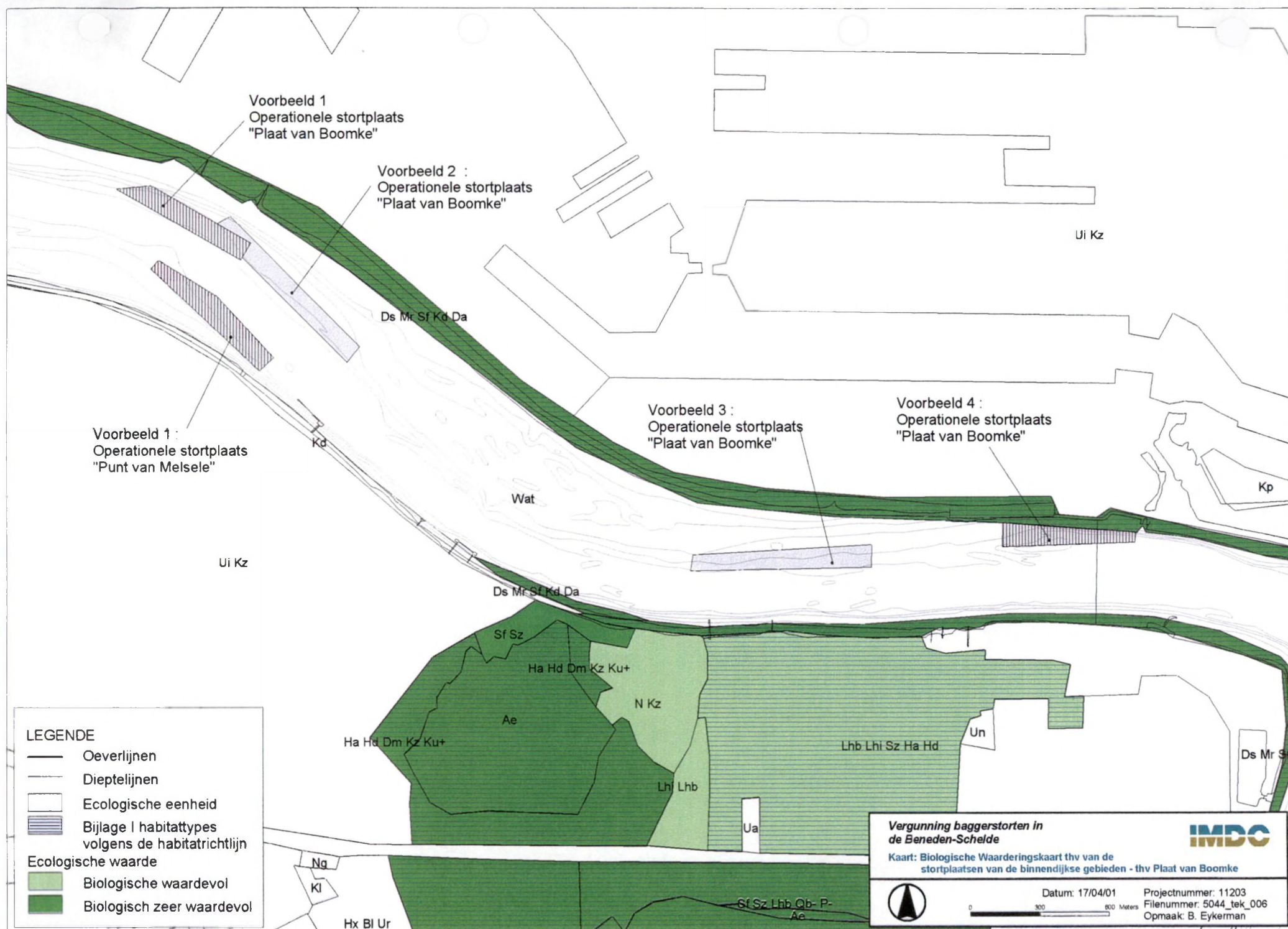
Vergunning baggerstorten in de Beneden-Schelde

IMDC

Kaart: Biologische Waarderingskaart thv van de stortplaatsen van de binnendijkse gebieden - t.h.v. Schaar van Ouden Doel

Datum: 17/04/01
Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_006
Opmaak: B. Eykerman

0 300 600 Meters



E.4 Gegevens m.b.t. geluidshinder sleephopperzuigers

E.4.1 Geluidsmeting baggerwerken Schelde

de heer Hans De Preter
Afdeling Maritieme Schelde
Administratie Waterwegen en Zeewezen
Tavernierkaai 3
2000 Antwerpen
T. 03/222.08.16
03/222.08.11 (algemeen)
F. 03/231.20.62

Leuven, 22 juli 1997

Meting van het geluidvermogeniveau van het baggerschip "Jade River"

Inhoud

Uitgevoerde metingen

Meetresultaten

Bepaling van het geluidvermogeniveau: procedure

Bepaling van het geluidvermogeniveau: resultaten

Het omgevingsgeluid op de dijk

Besluiten

Meetapparatuur

Uitgevoerde metingen

Het doel van de metingen is de geluidemissie van het baggerschip "Jade River" te bepalen en te vergelijken met de courante geluidproductie van scheepvaart op de Schelde. Van bijzonder belang is de geluidemissie tijdens het kleppen (= storten van baggerspecie), aangezien sommige storten op korte afstand van de oever liggen.

Tijdens een korte meetcampagne op woensdag 4 juni 1997 werden vanop het vlet (= klein transportschip) "Pelikaan" enkele geluidopnamen rondom het baggerschip "Jade River" gemaakt, tijdens het kleppen en tijdens het baggeren. De microfoon was gemonteerd op het achtersteven van de "Pelikaan", op een hoogte van ongeveer 6 m boven het wateroppervlak. Het weer was droog, er stond een matige NNO-wind. Gelijktijdig met de geluidopnamen werden de posities van beide schepen gemeten, waaruit benaderend de onderlinge afstand kon bepaald worden. Uit deze gegevens wordt het geluidvermogeniveau van de "Jade River" berekend als volgt:

$$L_w = L_p + 10 \log(2\pi R^2) + \alpha R$$

waarin:

L_w : het berekende geluidvermogeniveau [dB];

L_p : het gemeten geluiddrukkniveau [dB];

R : de afstand van de geluidbron ("Jade River") tot het waarnemingspunt ("Pelikaan") [m];

α : de luchtabSORPTIECOëFFICIënt [dB/m].

In deze berekening wordt aangenomen dat de "Jade River" kan vereenvoudigd worden tot een puntbron boven een reflecterend vlak. Deze aanname is gerechtvaardigd op grote afstand van het schip, maar is ook plausibel omdat de relatief kleine schoorsteen van de motoren de belangrijkste geluidbron aan boord blijkt te zijn. De metingen en de berekeningen gebeuren frequentieafhankelijk, in de 1/3 octaafbanden van 25 Hz tot 5000 Hz. De geluiddemping door luchtabsorptie (α) wordt ingerekend volgens ISO 9613-1:1993 "Attenuation of sound during propagation outdoors - Part 1: calculation of the absorption of sound by the atmosphere", met als luchttemperatuur $t = 15^\circ\text{C}$ en relatieve vochtigheid $\phi = 70\%$.

De metingen op de "Pelikaan" werden aangevuld met een meting langs de oever, op de dijk nabij boei 31 (Eendragtspolder), tijdens het kleppen. Uit dit meetresultaat wordt op identieke wijze het geluidvermogeniveau berekend. Van alle stortplaatsen liggen stort-1 en stort-3, tussen boei 31 en boei 29, op de kortste afstand tot de oever.

Tenslotte werd tijdens een nachtperiode op dezelfde plaats een continue opname van het geluiddrukkniveau gemaakt. Hieruit bekomt men een idee van het geluidniveau dat door het courante scheepvaartverkeer wordt veroorzaakt. Op de gekozen meetplaats ligt de vaargeul dicht bij de oever.

Meetresultaten

Bepaling van het geluidvermogeniveau: procedure

Uit de metingen aan boord van de "Pelikaan" en langs de dijk werden 9 opnamereeksen geselecteerd die toelaten het geluidvermogeniveau onder verschillende omstandigheden te berekenen. Bij de overige opnamen werd het geluid van de "Jade River" meestal verstoord door andere geluidbronnen. De verwerkte meetresultaten worden weergegeven in de figuren 1-9. Elke figuur toont 4 resultaten:

1. Een situatieschets: hierop zijn de benaderende posities van de "Jade River" en de "Pelikaan" weergegeven, respectievelijk als de omtrek van het schip en als een lijnstuk. De schets toont ook de windrichting (NNO, ongeveer 2 beaufort). De getekende posities zijn een weergave van de DGPS coördinaten genoteerd tijdens de geluidmetingen. Het gaat om de absolute posities op de brug van beide schepen. De werkelijke afstand van de microfoon op de "Pelikaan" tot de belangrijkste geluidbron op de "Jade River", de schoorsteen, kan in sommige gevallen fel afwijken van de gemeten afstand. Door het ontbreken van meer nauwkeurige gegevens over de onderlinge posities kon hiervoor niet gecorrigeerd worden bij de berekening van het geluidvermogeniveau.
2. De gemeten A-gewogen geluiddrukkniveau's: een opnamereeks bestaat uit een aantal korte, opeenvolgende periodes van 5" waarbinnen het gemiddelde geluiddrukkniveau (L_{eq}) in 1/3 octaafbanden en in dB(A) werd bepaald. In combinatie met de situatieschets geeft deze grafiek het verband tussen het geluiddrukkniveau en de afstand tot de "Jade River". Op deze figuur wordt eveneens het berekende verband weergegeven, inclusief ± 2 dB(A) marge, in de veronderstelling van een uniform uitstralende puntbron.
3. Het geluiddrukkniveau in 1/3 octaafbanden, gemiddeld over de verschillende minuten van de opnamereeks. Deze grafiek wordt aangevuld met het achtergrondniveau, gemeten aan boord van de "Pelikaan", zonder enig ander schip hoorbaar aanwezig in de omgeving. Op deze figuur kan men nagaan of het geluidniveau van de "Jade River" het achtergrondniveau voldoende overschrijdt. Alle metingen werden uitgevoerd met volledig uitgeschakelde

motoren van de "Pelikaan". Enkel de wind en de golfslag tegen de romp van de "Pelikaan" kunnen een hoger achtergrondniveau veroorzaken.

4. Het geluidvermogeniveau, berekend uit de gemeten geluiddrukkniveau's en de onderlinge afstanden, volgens de hoger gegeven formule. Deze berekening is een "best fit" van het theoretisch verband tussen het geluiddrukkniveau en de afstand aan het werkelijk gemeten geluiddrukkniveau in de verschillende 1/3 octaafbanden. Resultaat 2 geeft een indicatie van de nauwkeurigheid van deze benadering voor het globale A-gewogen geluidvermogeniveau.

Bepaling van het geluidvermogeniveau: resultaten

De metingen 1-3 (figuren 1-3) volgen elkaar onmiddellijk op.

Meting 1 (figuur 1) werd uitgevoerd op een korte, nagenoeg constante afstand langs bakboord (= links) van de "Jade River", tijdens het kleppen. Het gemeten geluiddrukkniveau is vrijwel constant. Het berekende geluidvermogeniveau is eerder gering, wellicht door de positie langs bakboord en door de korte afstand tot het baggerschip. De schoorsteen is de belangrijkste geluidbron, maar straalt door zijn vormgeving voornamelijk geluid uit naar achter, minder naar opzij, naar voor en naar beneden. Bovendien schermen de baggerarmen en de hijskraan langs bakboordzijde de schoorsteen in beperkte mate af (zie foto van de "Jade River" in bijlage). De beperkte meewind beïnvloedt deze situatie niet.

Ook bij meting 2 (figuur 2) wordt de afstandsafname goed voorspeld, maar het berekende geluidvermogeniveau ligt 7 dB(A) hoger. Dit komt overeen met de hogere geluiduitstraling naar achter.

Bij meting 3 (figuur 3) daalt het berekende geluidvermogeniveau opnieuw, maar ligt niettemin 3 dB(A) hoger dan bij meting 1. Hierbij spelen de grotere afstand tot de "Jade River" en het feit dat de "Jade River" reeds wegvoer van de stortplaats, een fase waarbij misschien meer motorvermogen gevraagd wordt.

De metingen 4-6 (figuren 4-6) volgen elkaar eveneens op.

Bij meting 4 (figuur 4) verschuift het meetpunt op de "Pelikaan" ten opzichte van de "Jade River" geleidelijk van stuurboord (= rechts) opzij naar stuurboord achteraan. Daarbij neemt de geluidafstraling geleidelijk toe. Het berekende geluidvermogeniveau, $L_w = 117$ dB(A), is gebaseerd op het tweede deel van deze meting. De afstand tot de brug van de "Jade River" is wat groter dan de afstand tot de schoorsteen, maar deze fout kan de resultaten in dit geval maximaal 2 dB beïnvloeden. Dit ligt binnen de marge van de meetnauwkeurigheid in deze "in-situ" omstandigheden.

De metingen 5 en 6 (figuren 5 en 6) leiden tot de hoogste geluidvermogeniveau's, omdat wordt gemeten op grotere afstand van de "Jade River", en bij meting 6 (figuur 6) nagenoeg pal tegenover het achtersteven van het schip. Tijdens de meting werd op het dek van de "Pelikaan" op het gehoor vastgesteld dat enkel de "Jade River" bijdraagt tot het gemeten geluiddrukkniveau. Figuur 6.2 toont dat ook op grotere afstand de theoretische afname goed overeenkomt met de meetresultaten.

Meting 7 (figuur 7) komt qua situatie goed overeen met meting 2. De berekende geluidvermogeniveau's zijn nagenoeg identiek.

De metingen 8 en 9 werden uitgevoerd op de dijk nabij boei 31 (Eendragtspolder). Meting 8 (figuur 8) werd uitgevoerd tijdens het kleppen, meting 9 (figuur 9) werd uitgevoerd tijdens het wegvaren van de stortplaats. De geschatte posities van de "Jade River" en het meetpunt op de dijk worden weergegeven in figuur 10. De microfoon werd geplaatst langs de kant van de Schelde, afgeschermd van het binnenland, gelijk met het hoogste punt van de dijk. De berekende geluidvermogeniveau's zijn respectievelijk 119 en 121 dB(A). Figuur 9.2 toont dat op 500 m van de "Jade River", tijdens het wegvaren, nog een geluiddrukkniveau van ongeveer 60 dB(A) kan gemeten worden.

Het omgevingsgeluid op de dijk

In de nacht van vrijdag 13/06/1997 op zaterdag 14/06/1997 werd een opname gemaakt van het geluiddrukkniveau op de dijk nabij boei 31 (Eendragtspolder). Op dit punt werden eerder ook de metingen 8 en 9 uitgevoerd.

Figuur 11 toont het verloop van de statistische geluiddrukkniveau's over een deel van de nachtperiode. Figuur 12 toont het gemeten geluiddrukkniveau, gemiddeld over kleine tijdsperiodes van 5". Op deze figuur zijn de doorritten van wagens en de (duidelijk hoorbare) doorvaarten van schepen aangeduid.

Tijdens stille periodes schommelt het geluiddrukkniveau op deze plaats rond 40 dB(A). Dit niveau wordt volledig bepaald door het geluid van golven op de dijk. Meer landinwaarts zal dit achtergrondniveau uiteraard lager liggen. Tijdens de doorvaart van schepen op de Schelde kan het geluiddrukkniveau oplopen tot 55 dB(A), en bij sommige schepen tot nog hogere waarden. De beperkte opname in figuur 12 toont dat de geluidproductie van verschillende schepen erg varieert. Bij sommige schepen is de doorvaart nauwelijks hoorbaar, bij andere domineert het laagfrequente geluid van de motoren uitgesproken.

Besluiten

De geluidemissie van de "Jade River" wordt voornamelijk bepaald door het geluid van de motoren, uitgestraald door de schoorsteen op het achterdek. De geluiduitstraling is richtingsafhankelijk en maximaal naar de achterzijde van het schip. Op basis van metingen op verschillende posities rond het schip worden dan ook verschillende geluidvermogeniveau's berekend (figuur 13.1). Voor het evalueren van mogelijke geluidhinder op de oever is enkel de richting van maximale geluidafstraling van belang. Op basis van de meetresultaten komen we zo tot het immissierelevante geluidvermogeniveau, weergegeven in figuur 13.2. Het globale geluidvermogeniveau waarmee de geluidhinder dient berekend te worden bedraagt ongeveer 121 dB(A). Er is een uitgesproken tonale component in de 1/3 octaafband van 80 Hz, en een beperkte in de 1/3 octaafband van 50 Hz. Dit geluidvermogeniveau geldt voor een puntbron op een oneindig uitgestrekt reflecterend vlak, bij zwakke meewind zoals tijdens de metingen. De onzekerheid op dit A-gewogen niveau bedraagt ongeveer ± 2 dB(A). Uit de metingen bleek alvast een goede overeenkomst met berekeningen tot ongeveer 1 km van de bron. Het is echter niet uitgesloten dat het immissierelevante geluidvermogeniveau wat hoger ligt bij sterkere meewind of bij een uitgesproken temperatuursinversie.

Het geluiddrukkniveau in functie van de afstand tot de bron, berekend met dit geluidvermogeniveau, wordt weergegeven in figuur 14. De afstanden tot de bron bij een gegeven A-gewogen geluiddrukkniveau worden weergegeven in de onderstaande tabel. Het is duidelijk dat een kleine fout in de meting van het geluidvermogeniveau zich vertaalt in een relatief grote fout op de afstand van een bepaalde geluidcontour.

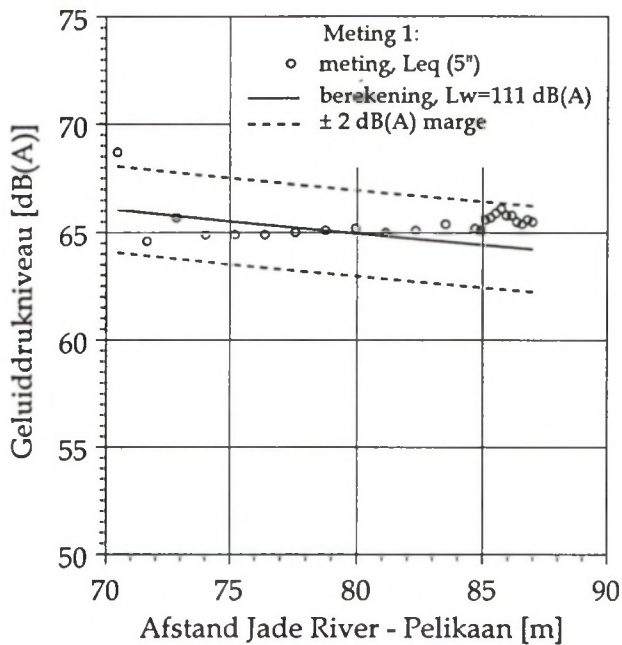
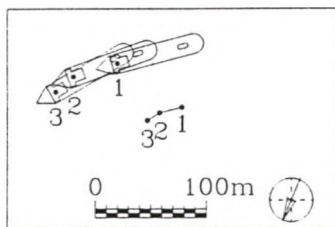
Geluiddrukkniveau	Afstand bij een gegeven geluidvermogeniveau		
	$L_w = 119 \text{ dB(A)}$	$L_w = 121 \text{ dB(A)}$	$L_w = 123 \text{ dB(A)}$
60 dB(A)	300 m	400 m	500 m
55 dB(A)	500 m	650 m	800 m
50 dB(A)	900 m	1050 m	1300 m
45 dB(A)	1400 m	1700 m	2100 m
40 dB(A)	2300 m	2700 m	3200 m

In de meeste gevallen verstoort de doorvaart van een schip in een vaargeul nabij de oever het geluidniveau aan land aanzienlijk. De aanwezigheid van een baggerstort kan, in het geval van de "Jade River", leiden tot een geluidniveau van ongeveer 60 dB(A) op 500 m afstand van het schip. Dit is het geluiddrukkniveau, gemeten op de dijk, zonder enige afscherpende hindernis tussen het schip en de waarnemer. Voor immissiepunten landinwaarts is de geluidreductie door de schermwerking van de dijk niet te verwaarlozen, maar tegelijk zal het achtergrondniveau er heel wat lager liggen dan op de dijk. Met het geluidvermogeniveau, bepaald in dit rapport, kan de geluiduitbreiding landinwaarts voor een gegeven topografie berekend worden (bijvoorbeeld op basis van ISO 9613-2:1996 "Acoustics - Attenuation of sound during propagation outdoors - Part 2: general method of calculation").

Paul Mees
Leuven, 22 juli 1997

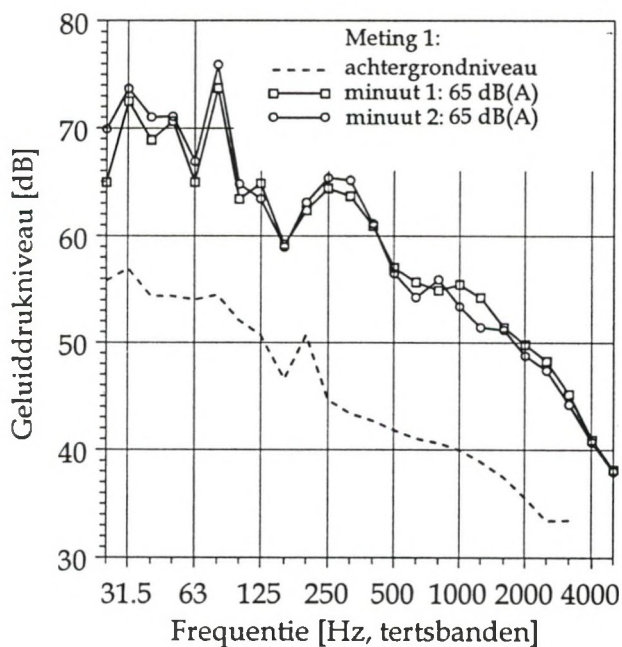
Meetapparatuur

- Sonometer & real-time analyser Larson Davis 2900.
- Calibrator Larson Davis CA250.
- DGPS positiebepaling.

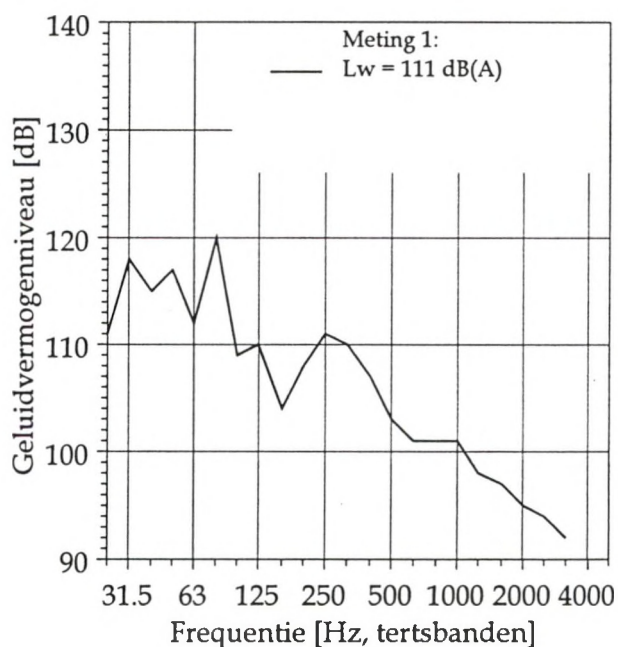


1.1. Meetpunten, afstanden en windrichting

1.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

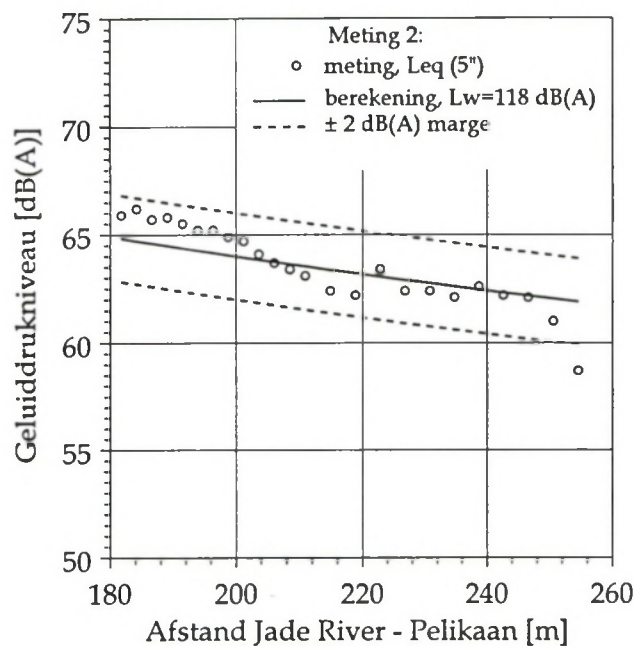
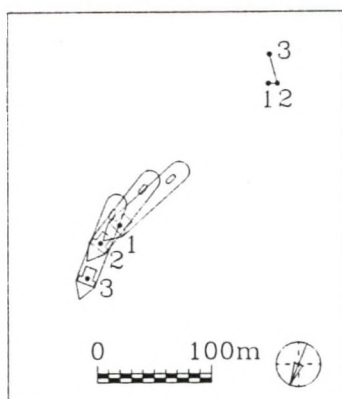


1.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie



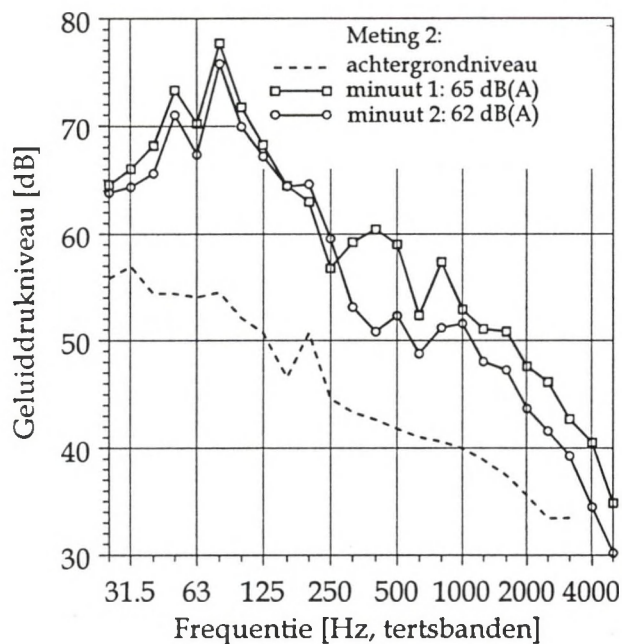
1.4. Berekend geluidvermogeniveau

Figuur 1. Meting 1, op de Pelikaan, langs bakboord van de Jade River, tijdens het kleppen op de stortplaats stroomafwaarts boei 31.

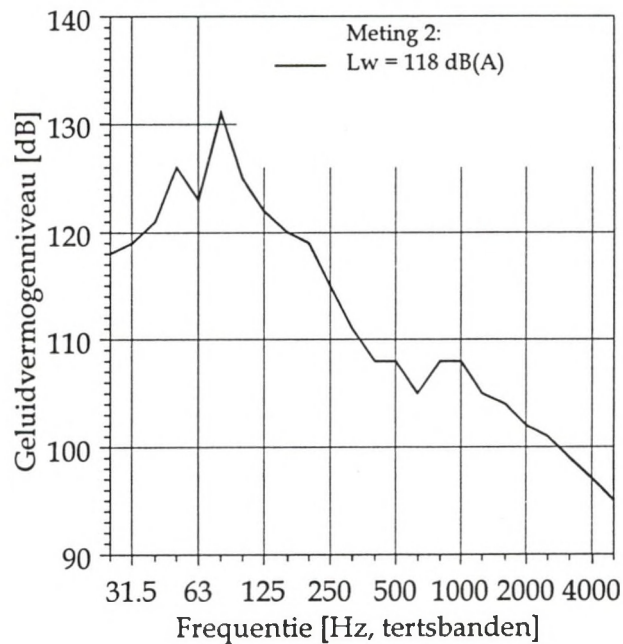


2.1. Meetpunten, afstanden en windrichting

2.2. Geluiddrukniveau's i.f.v. de afstand

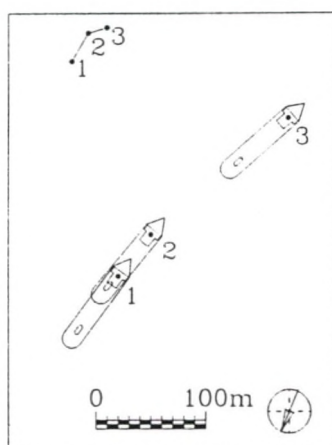


2.3. Geluiddrukniveau i.f.v. de frequentie

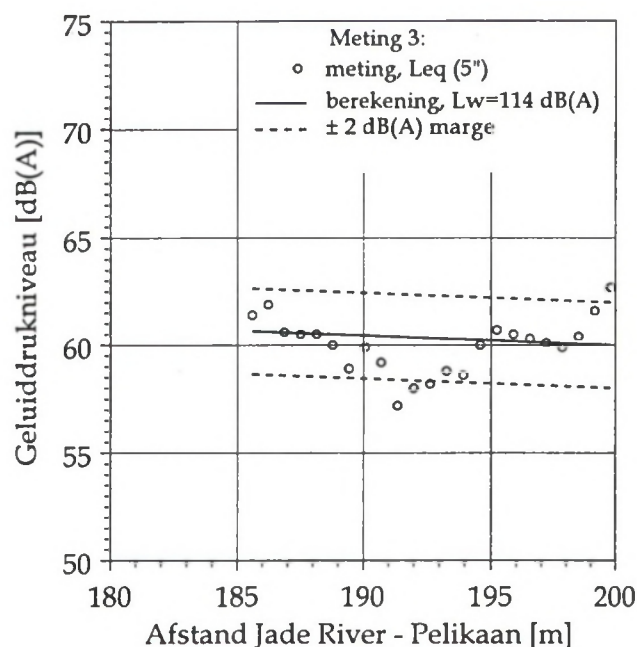


2.4. Berekend geluidvermogeniveau

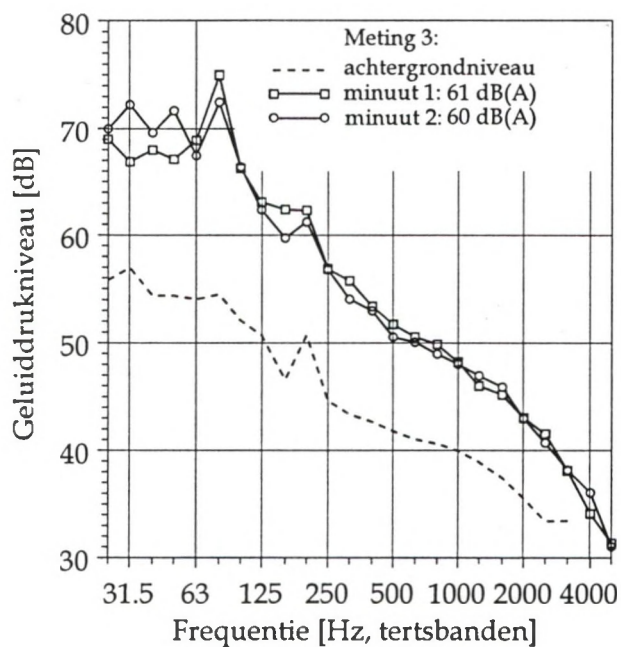
Figuur 2. Meting 2, op de Pelikaan, langs de achtersteven van de Jade River, tijdens het kleppen op de stortplaats stroomafwaarts boei 31.



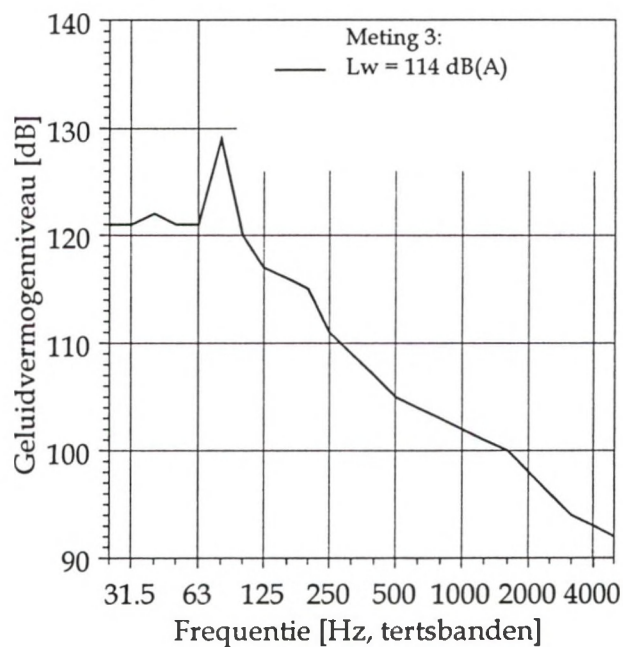
3.1. Meetpunten, afstanden en windrichting



3.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

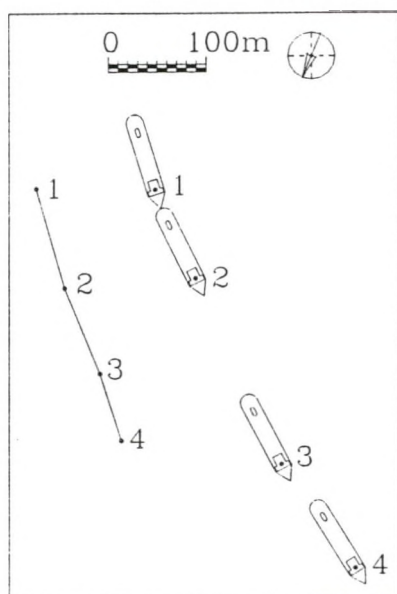


3.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie

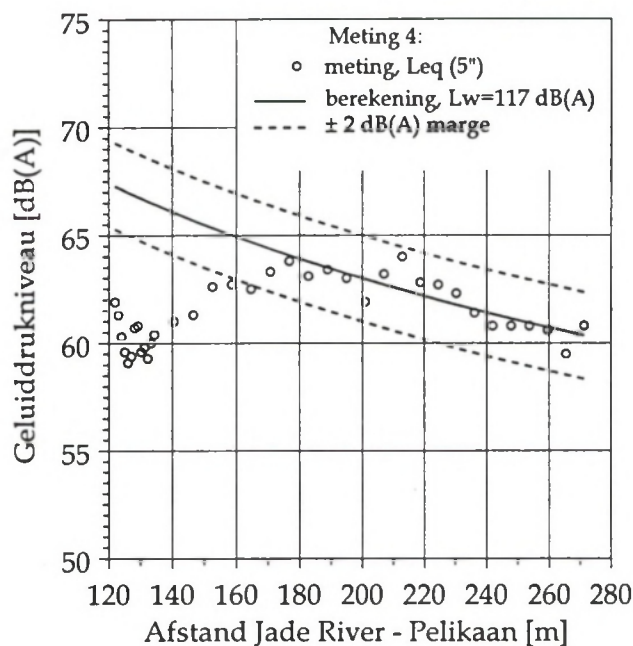


3.4. Berekend geluidvermogenkniveau

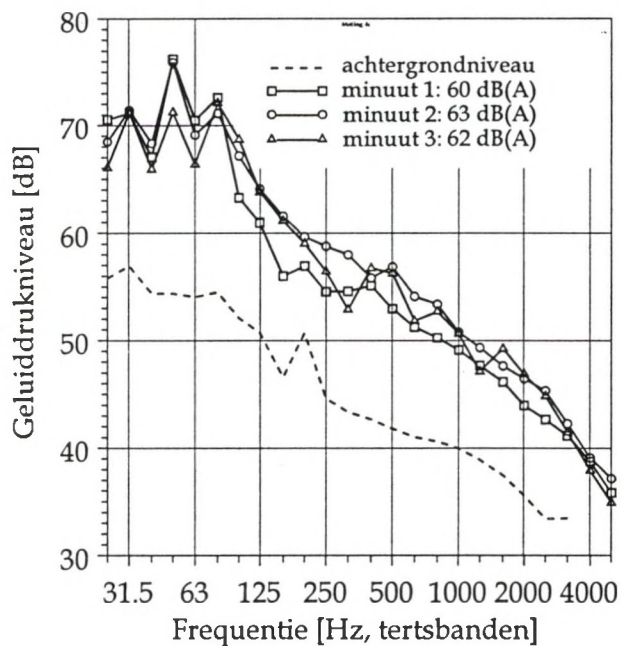
Figuur 3. Meting 3, op de Pelikaan, langs bakboord van de Jade River, tijdens het wegvaren van de stortplaats stroomafwaarts boei 31.



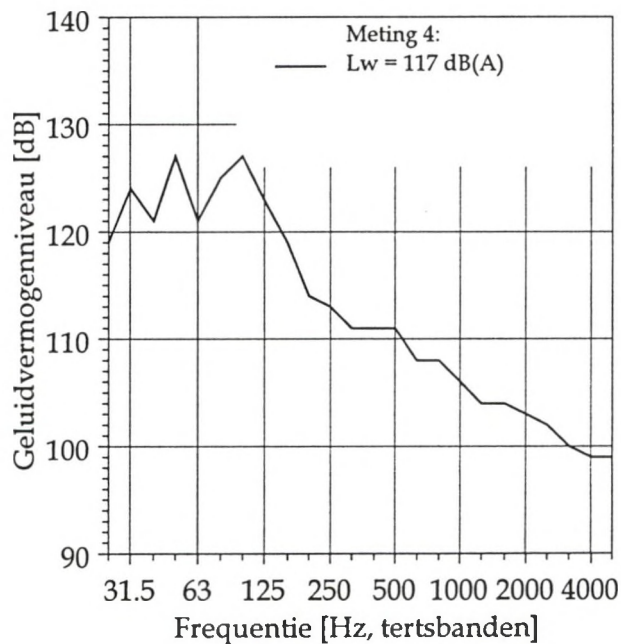
4.1. Meetpunten, afstanden en windrichting



4.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

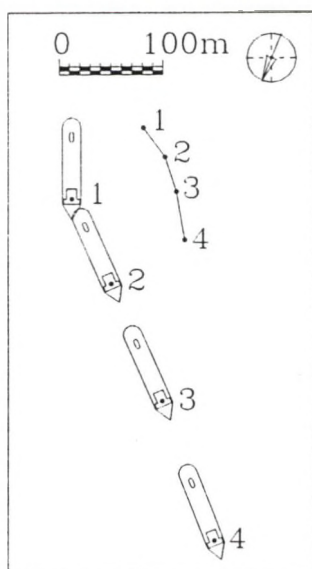


4.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie

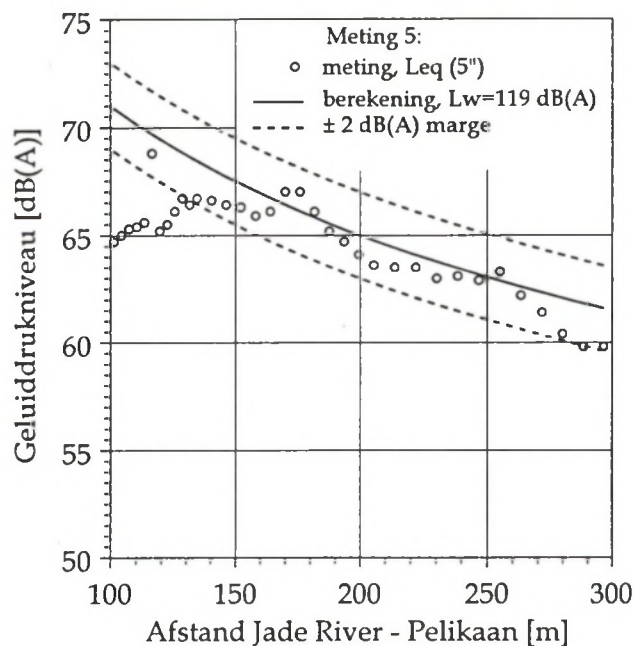


4.4. Berekend geluidvermogeniveau

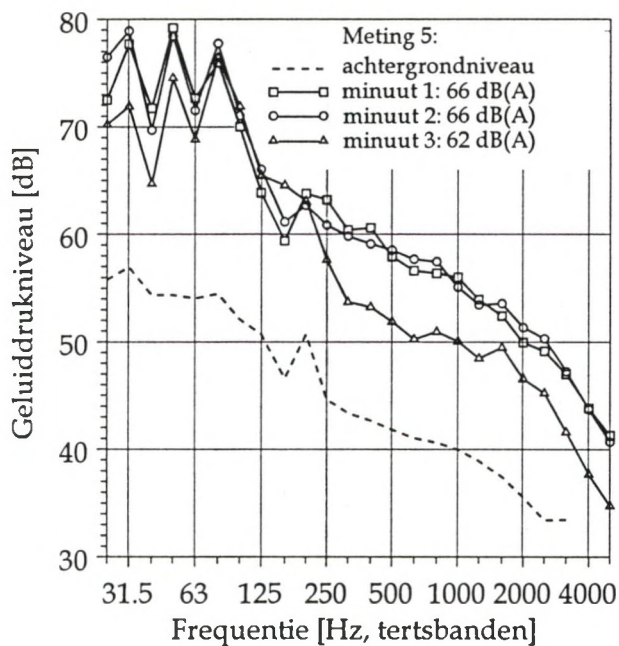
Figuur 4. Meting 4, op de Pelikaan, langs stuurboord van de Jade River, tijdens het baggeren.



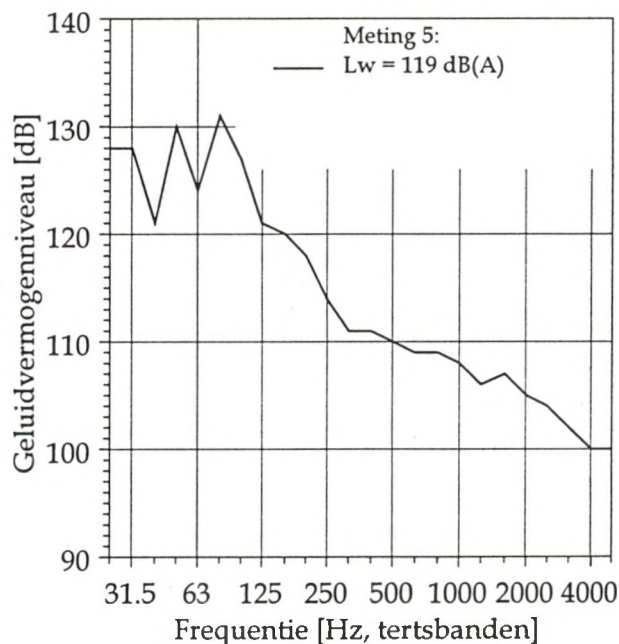
5.1. Meetpunten, afstanden en windrichting



5.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

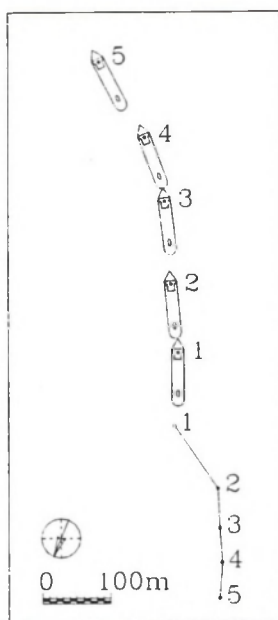


5.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie

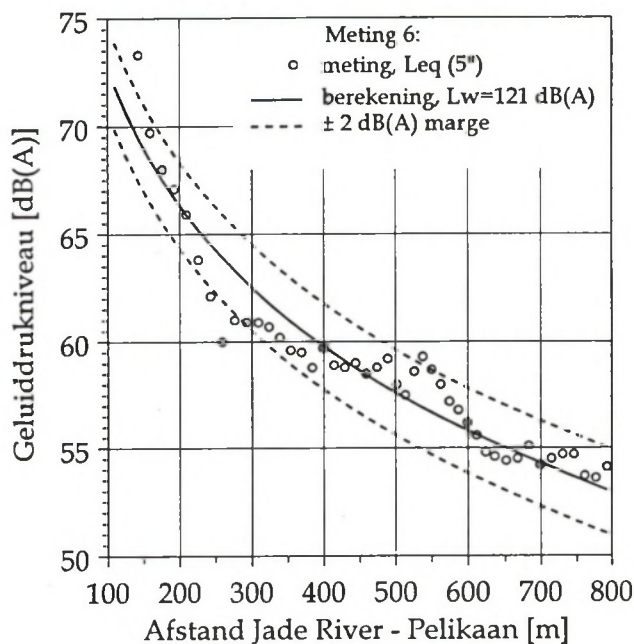


5.4. Berekend geluidvermogenkniveau

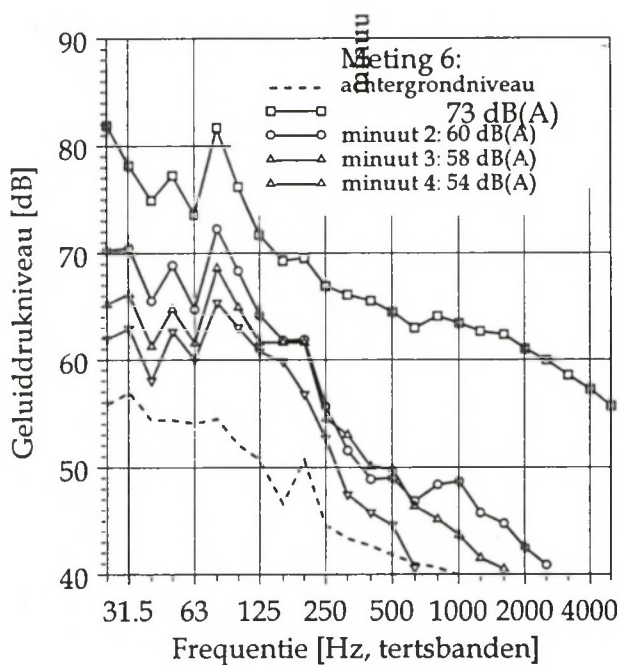
Figuur 5. Meting 5, op de Pelikaan, langs bakboord van de Jade River, tijdens het baggeren.



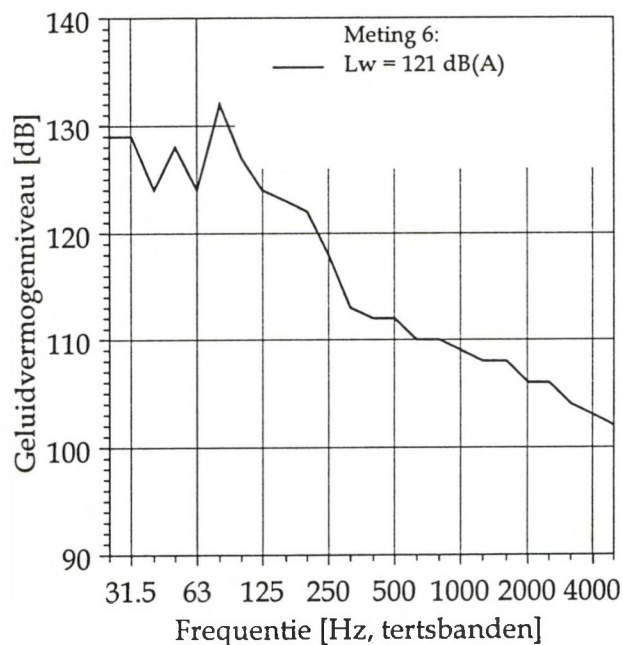
6.1. Meetpunten, afstanden en windrichting



6.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

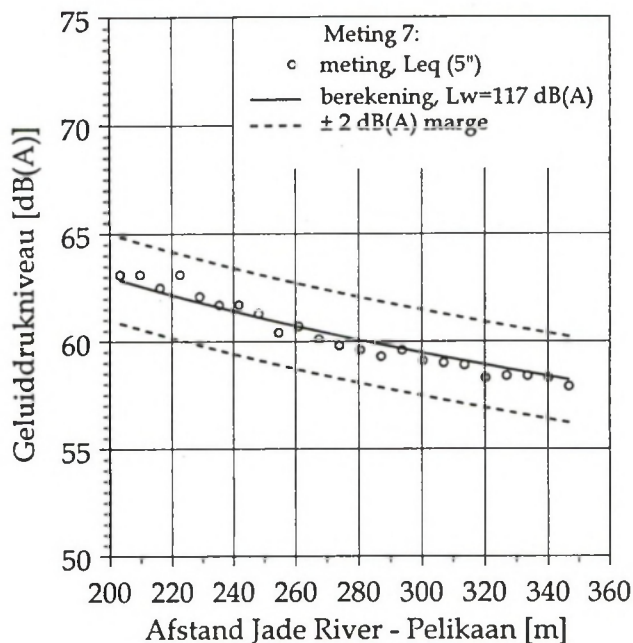
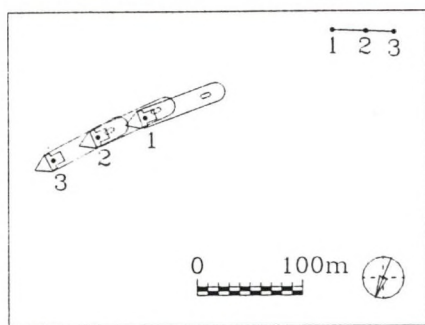


6.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie



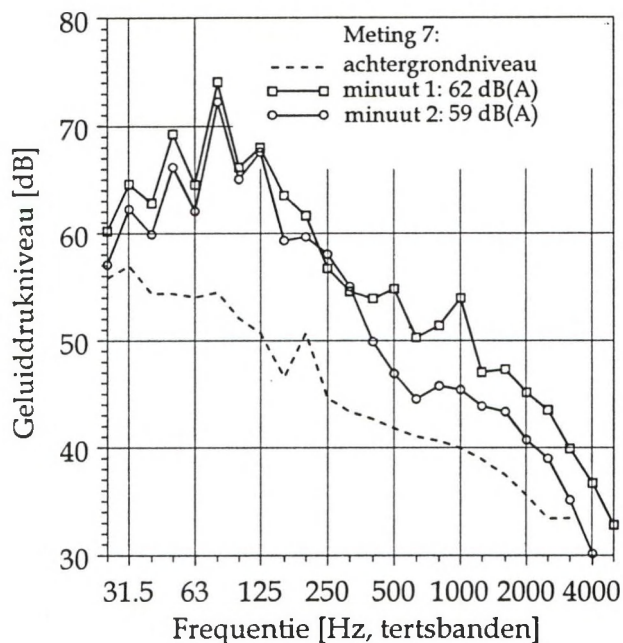
6.4. Berekend geluidvermogeniveau

Figuur 6. Meting 6, op de Pelikaan, langs de achtersteven van de Jade River, tijdens het baggeren.

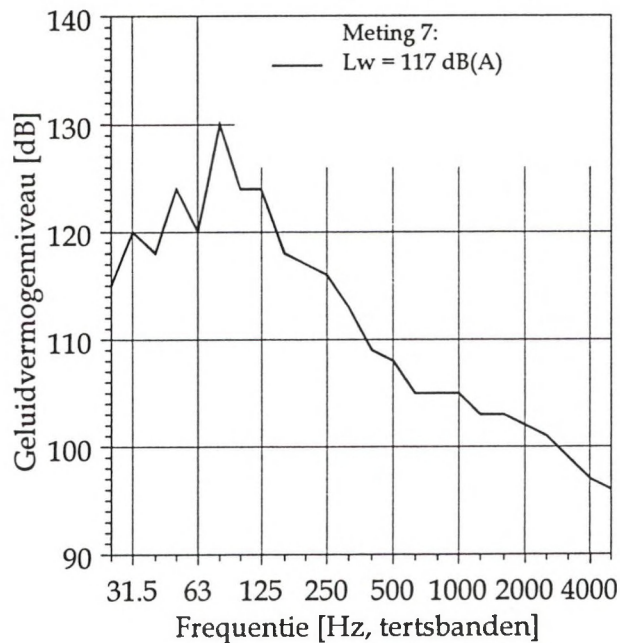


7.1. Meetpunten, afstanden en windrichting

7.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

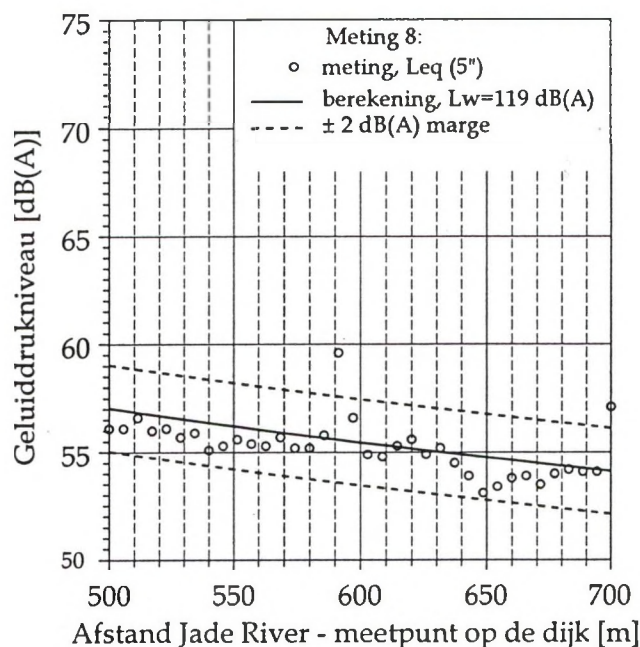


7.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie

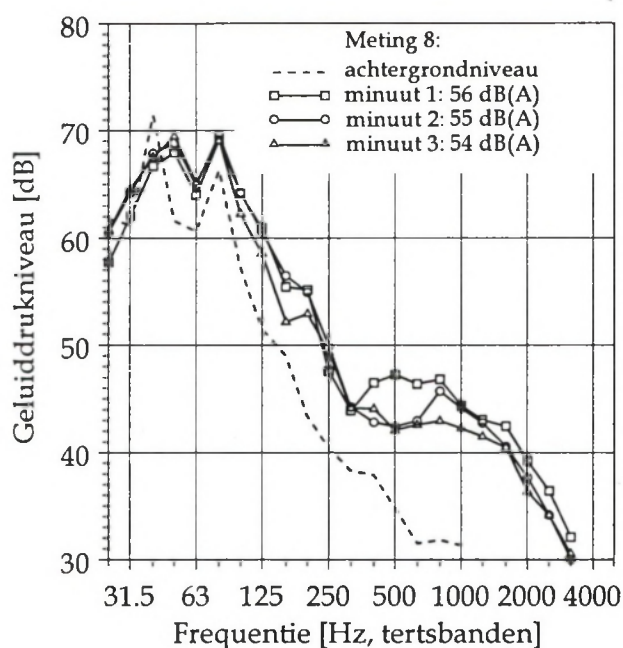


7.4. Berekend geluidvermogeniveau

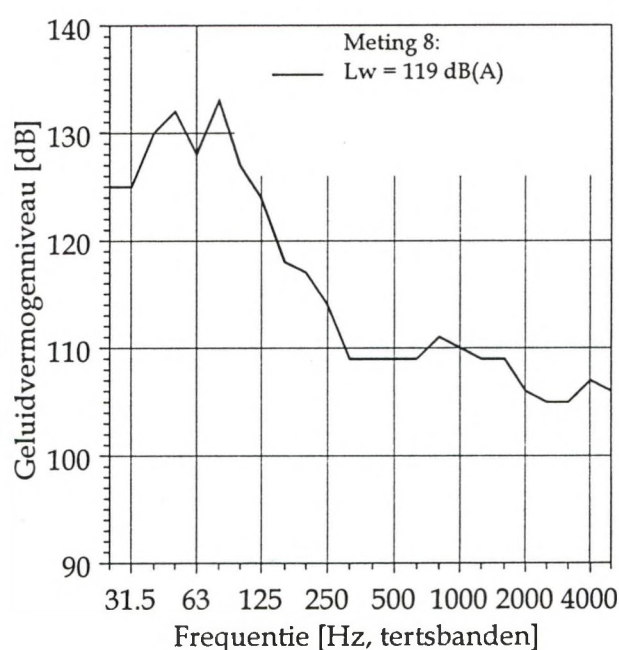
Figuur 7. Meting 7, op de Pelikaan, langs de achtersteven van de Jade River, tijdens het kleppen op de stortplaats stroomafwaarts boei 31. (situatie analoog aan meting 2)



8.2. Geluidrukniveau's i.f.v. de afstand

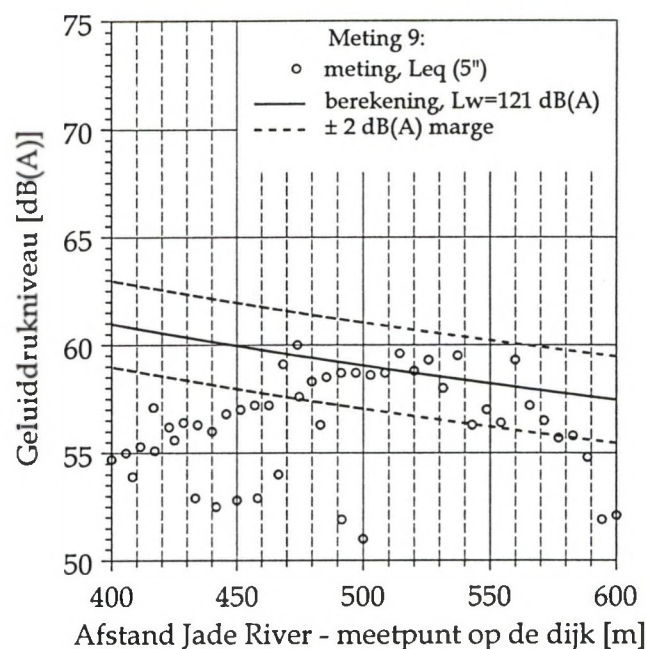


8.3. Geluidrukniveau i.f.v. de frequentie

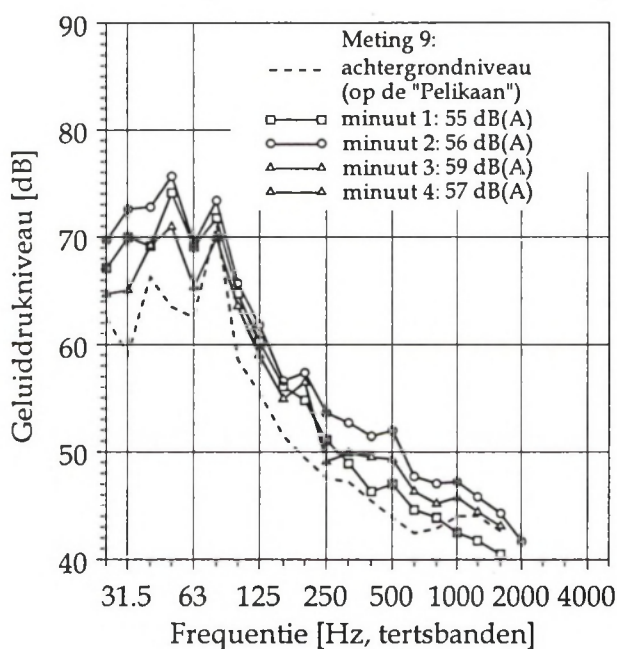


8.4. Berekend geluidvermogeniveau

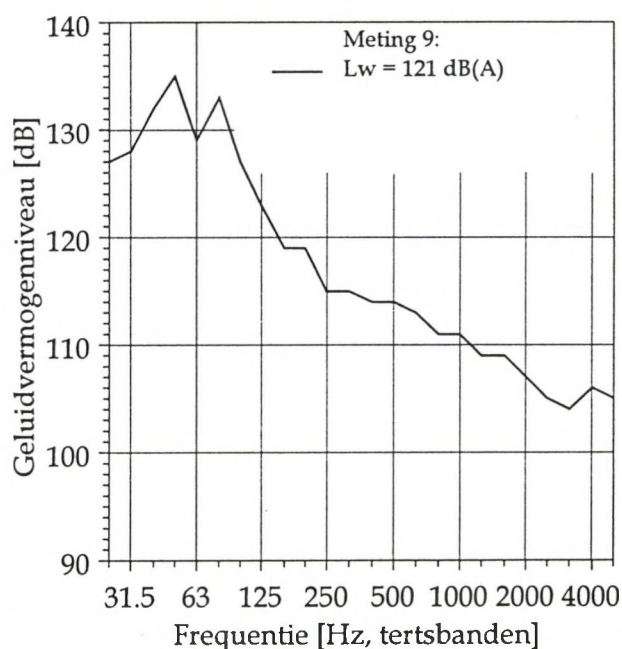
Figuur 8. Meting 8, op de dijk nabij boei 31 (Eendragtspolder), tijdens het kleppen op de stortplaats stroomafwaarts boei 31.



9.2. Geluiddrukkniveau's i.f.v. de afstand

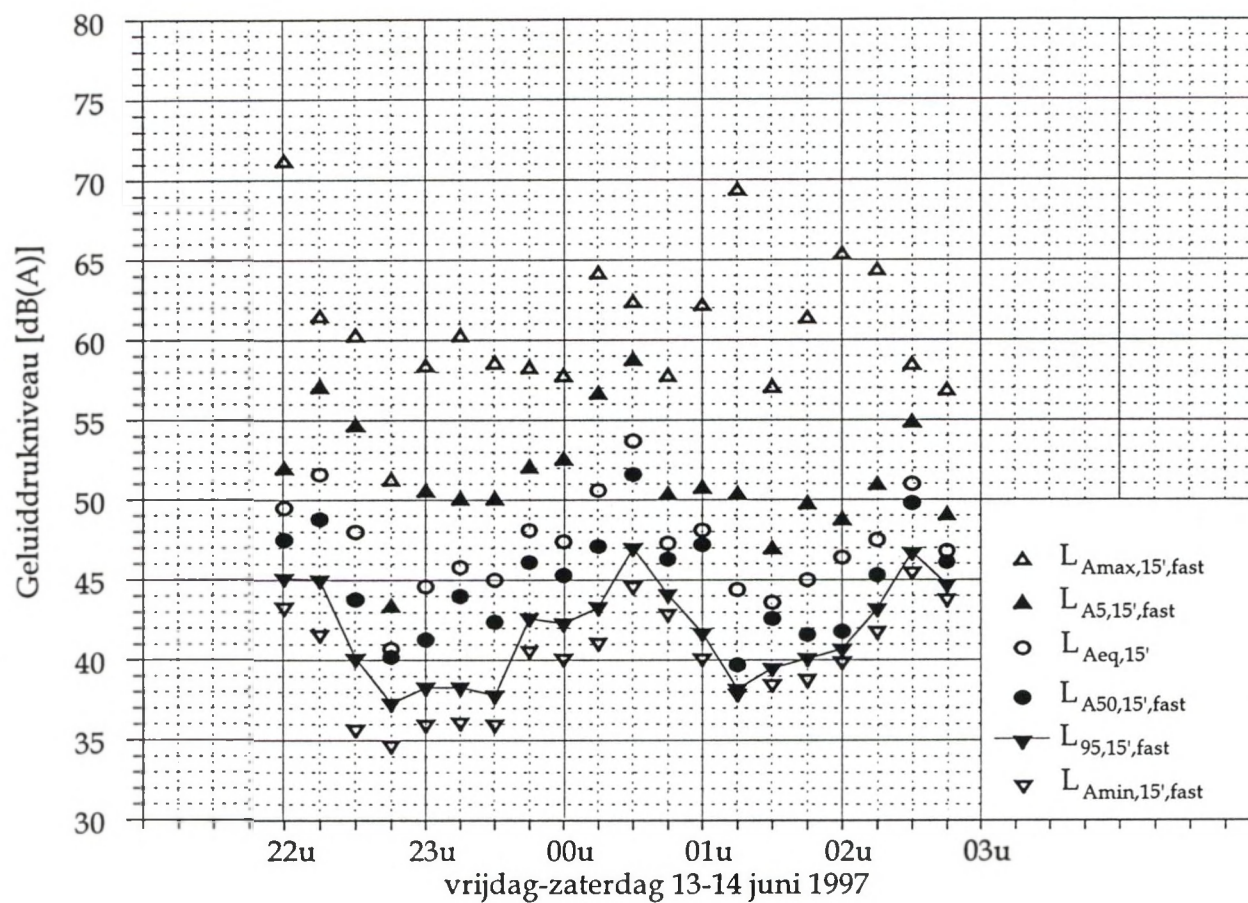


9.3. Geluiddrukkniveau i.f.v. de frequentie

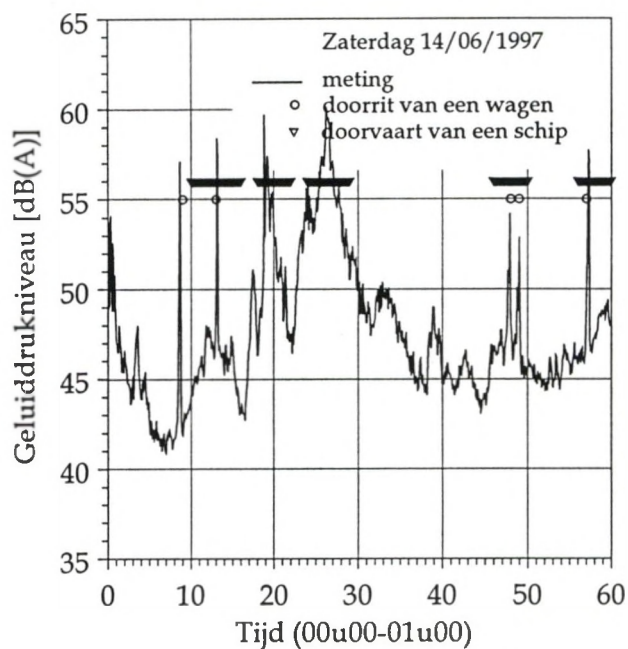
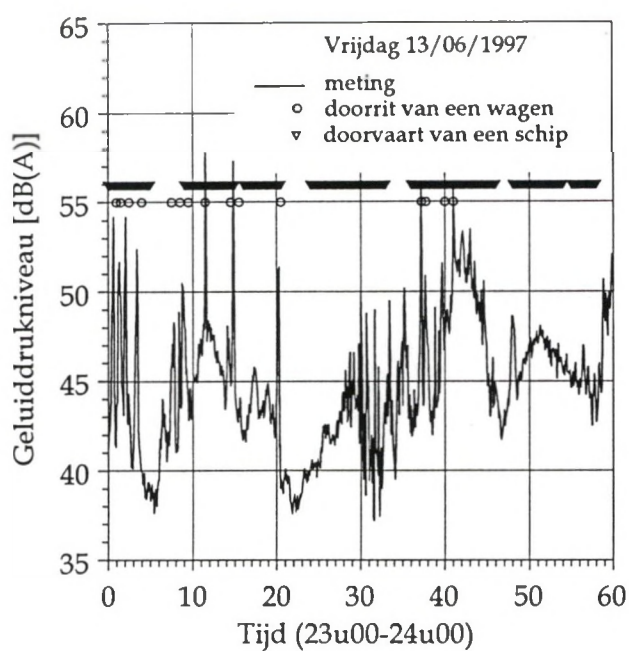


9.4. Berekend geluidvermogeniveau

Figuur 9. Meting 9, op de dijk nabij boei 31 (Eendragtspolder), tijdens het wegvaren van de stortplaats (langs de boeien 13 en 31).

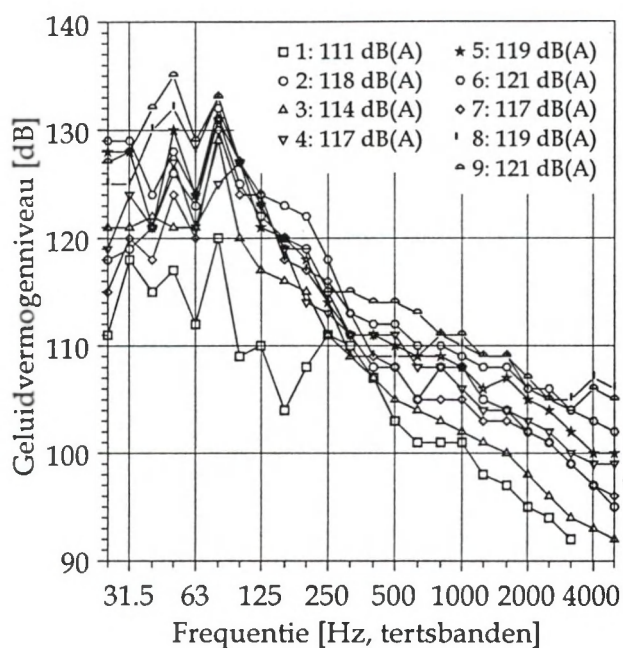


Figuur 11.
 Statistische A-gewogen geluidniveau's tijdens een nachtperiode,
 gemeten op de dijk langs de Schelde nabij boei 31 (Eendragtspolder).

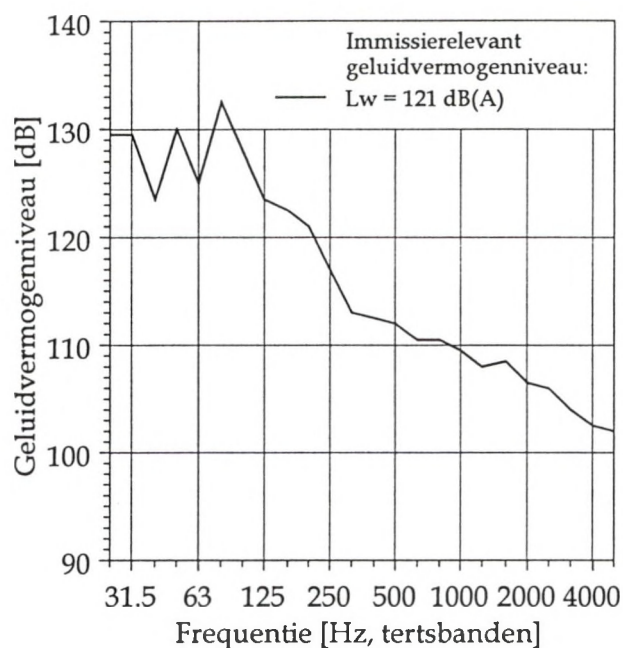


Figuur 12

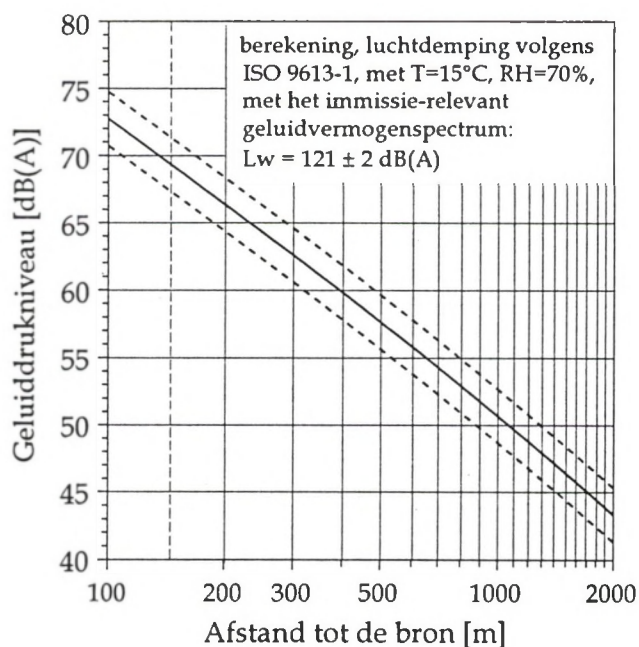
Verloop van het A-gevoeged geluiddrukkniveau tijdens een nachtperiode, gemeten op de dijk langs de Schelde nabij boei 31 (Eendragtspolder).



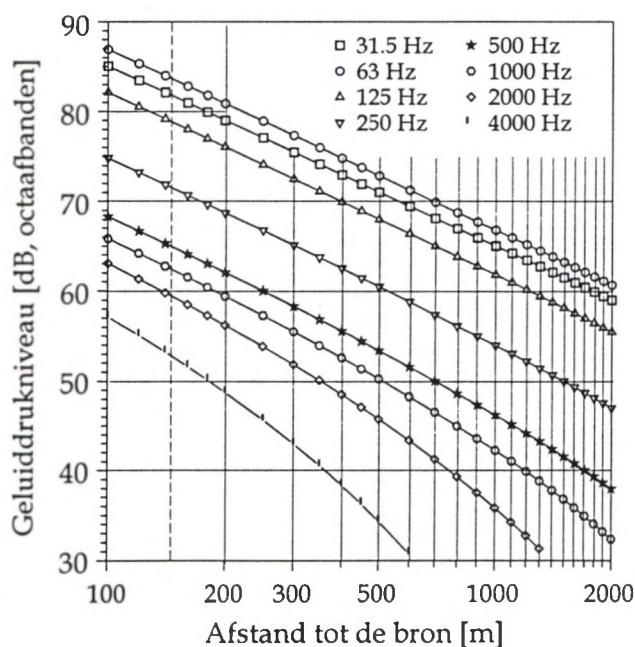
Figuur 13.1.
Overzicht van de geluidvermogeniveau's,
berekend uit de gemeten geluiddrukkniveau's.



Figuur 13.2.
Immissierelevant geluidvermogeniveau.

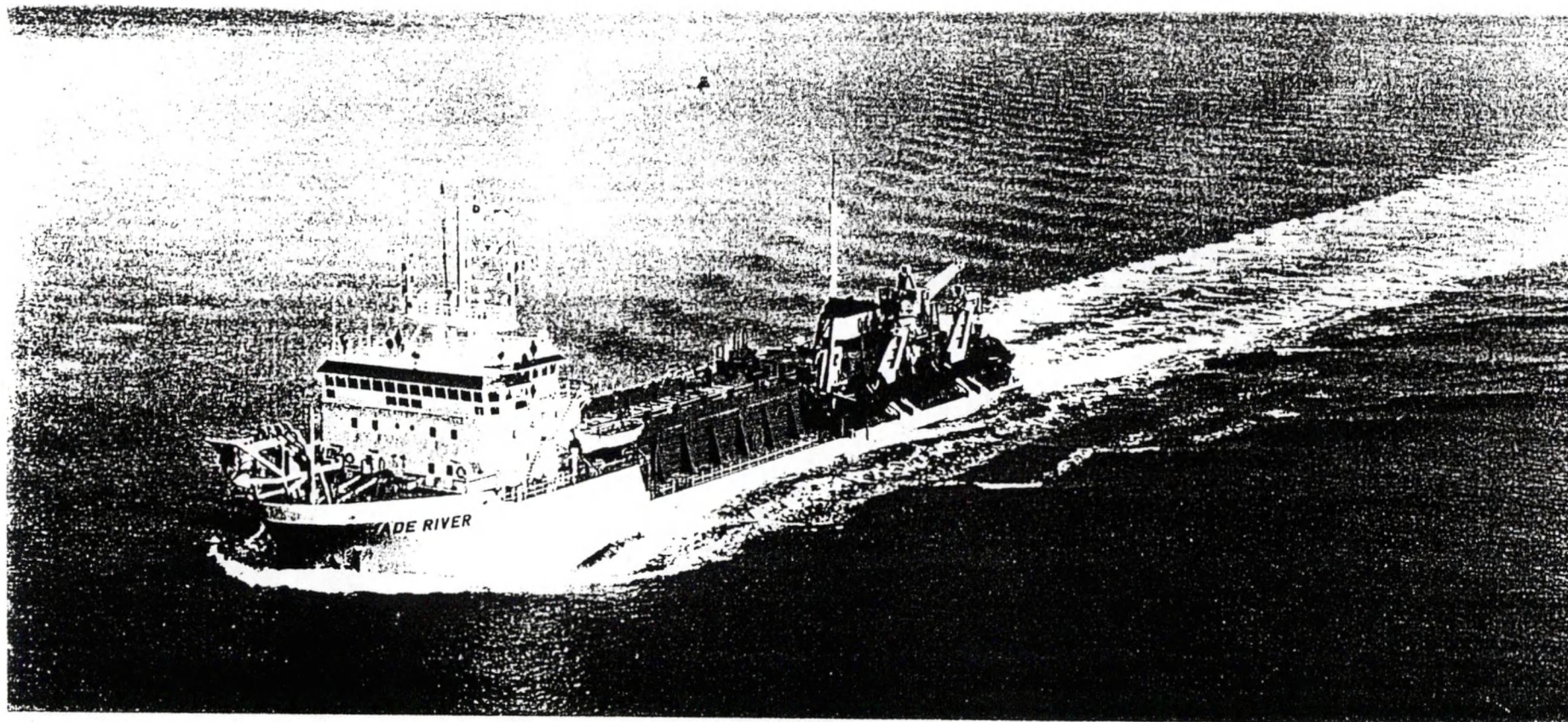


Figuur 14.1.
Afname van het A-gewogen immissieniveau
in functie van de afstand tot het schip.



Figuur 14.2.
Afname van het immissieniveau
in de verschillende octaafbanden.

JADE RIVER



TRAILING SUCTION HOPPER DREDGER

Construction year : 1994

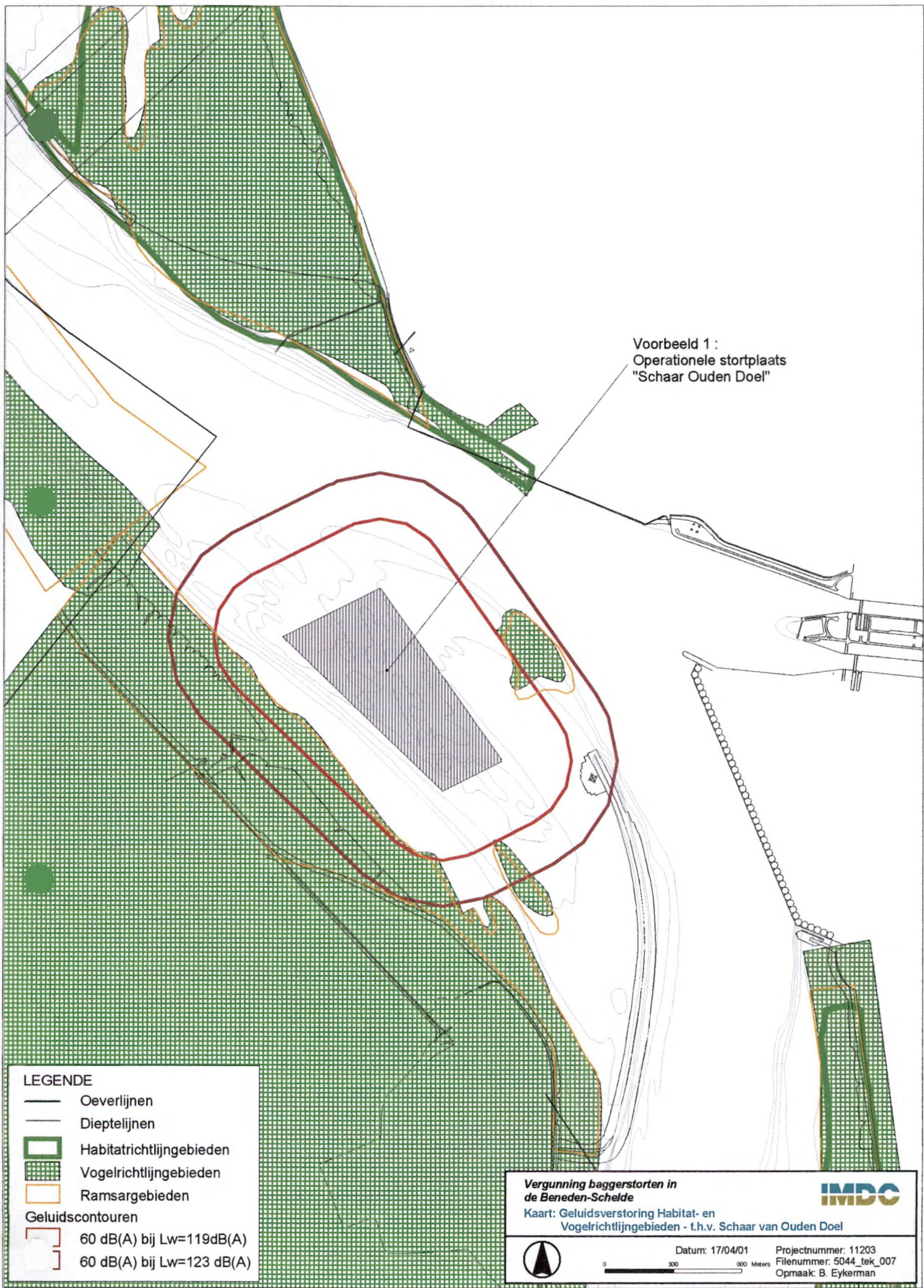
Dimensions :

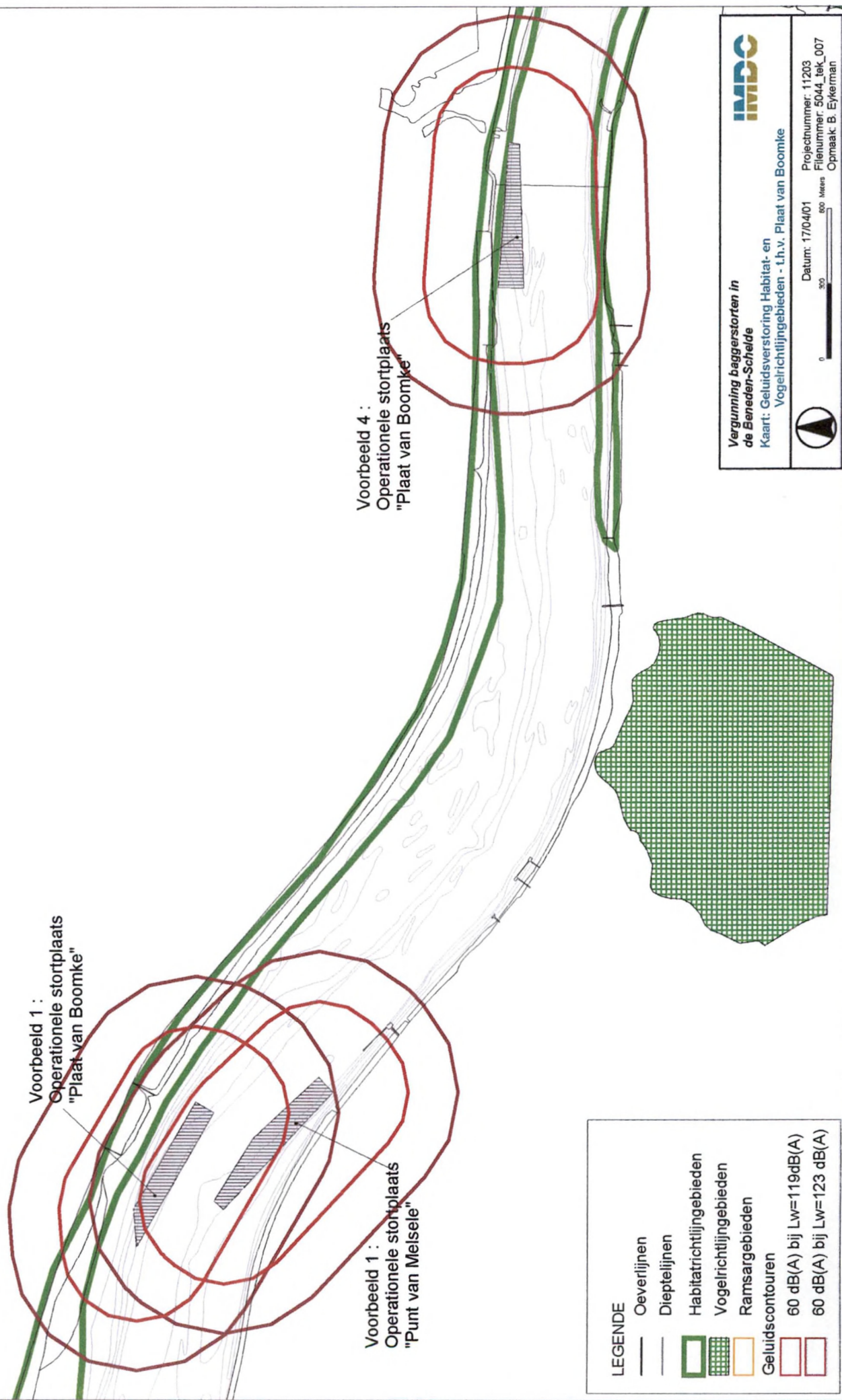
length overall :	100.40 m
breadth overall :	16.42 m
moulded depth :	8.20 m
draught max. :	7.33 m
dredging depth :	29 m
hopper capacity :	3.281m ³
loading capacity :	5.760 tons
suction pipes dia. :	1 x 900 mm
max. speed loaded :	11.9 knots

Power :

total installed :	6.220 kw
on pumps trailing :	1.765 kw
on pumps ashore delivery :	1.730 kw
propeller drive :	2 x 1.765 kw

E.4.2 Geluidsverstoring Habitat- en Vogelrichtlijngebieden





Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde
Kaart: Geluidsverstorende Habitat- en
Vogelrichtlijngebieden - t.h.v. Plaat van Boomke



Datum: 17/04/01

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_007
Opmaak: B. Eykerman

E.5 Gegevens m.b.t de trends van de broedvogels t.h.v. Paardenschor

(Bron: J. Maebe, gegevens verzameld in het kader van de broedvogelinventarisatie)

Broedvogels Schor Ouden Doel						
Soort	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Grauwe Gans	8	3	2	5	8	3
Bergeend	>1	2 - 3	7	12	7	7
Krakeend	3 - 4		1	3	4	4
Wilde Eend	29 - 38	9 - 11	26	31	39	24
Slobeend	1	1	1	3	3	2
Kuifeend	1 (spuikom)		1	1	2	0
Bruine Kiekendief	4	3	6	4	5	6
Fazant		1 - 3	2	4	5	>1
Waterral	8 - 9	13	14	>4	?	?
Waterhoen	2	3	3	2	0	1
Meerkoet	1 - 3	2	3	1	1	1
Scholekster	1	1 - 2	2	1	1	1
Kluut	3 (spuikom)	0	0	0	2	3
Kievit	1	3 - 4	2	1	1	4
Tureluur	6 - 8	9 - 11	16	6	9	11
Zilvermeeuw	1	0	0	0	0	0
Houtduif		1	1	2	3	3
Ransuil					1	0
Graspieper	24 - 28	23 - 28	19	17	17	6
Gele Kwikstaart	3 - 5	3 - 4	3	1	5	1
Winterkoning		1	1	4	3	2
Heggenus		2	2	3	2	2
Blauwborst	18 - 32	42 - 46	72	61	67	48
Merel		1	2	1	2	2
Graszanger		2			0	0
Snor	1	1			1	0
Rietzanger	1	4 - 6	14	15	19	12
Bosrietzanger		1	1	1	4	1
Kleine Karekiet	31 - 37	96 - 100	94	95	124	103
Grasmus		3 - 4	2	2	1	2
Tijftjaf				1	0	0
Fitis		2	1	3	2	2
Baardmannetje	1 - 2	0	0	0	5	7
Ekster			1	1	1	1
Zwarte Kraai						1
Kneu				4	4	2
Rietgors	22 - 31	36 - 40	37	46	44	39

E.6 Gegevens m.b.t de trends van de watervogels

E.6.1 *De trends van de belangrijkste watervogelsoorten in de Beneden-Zeeschelde voor de periode 1980-1997; Ter vergelijking werden de trends voor dezelfde periode toegevoegd voor de Noordwest-Europese populatie, Saeftinghe, de Ganse Zeeschelde en Vlaanderen*

(Bron: Van den Bergh et al. 1998)

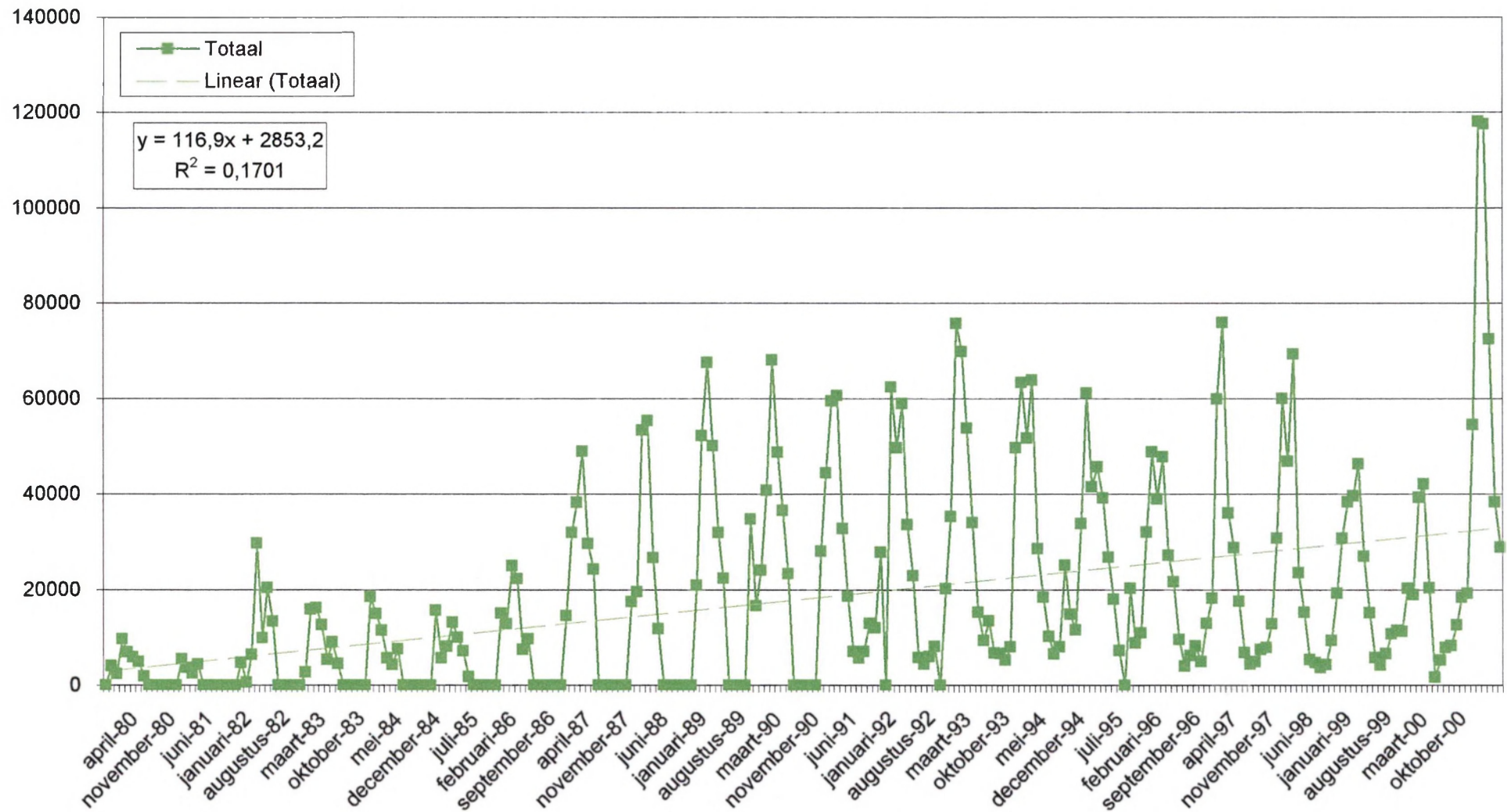
Soort	Gebied	aximu	Seizoen	Functie	Trend	NW-Eur.	Saeftinghe	Zeesch.	Vlaand.
Grauwe Gans <i>Anser anser</i>	GS	235	n W v	f R	+++				
	GBS	3.080	n W v	f R	++	+++	+++	+++	+++
	PS	3.100	N W v	F R	+++				
Bergeend <i>Tadorna tadorna</i>	GS	2.650	N w V z	F R	---				
	GBS	1.346	n w V Z	F R	=?	+++	++	=	+
	PS	558	n W V Z	F R	+/-				
Smient <i>Anas penelope</i>	GS	822	n W v	R	+++				
	GBS	3.150	N W v	R	+++	+++	+++	+++	+++
	PS	1.169	N W V	f R	+++				
Krakeend <i>Anas strepera</i>	GS	243	N W v	F R	+++				
	GBS	56		R	++	+++	=	+++	+++
	PS	47		R	+				
Wintertaling <i>Anas crecca</i>	GS	1.747	N W v	F R	---				
	GBS	1.453	n w v	F R	--	+++	-	+++	+++
	PS	494	n w v	f R	+/-				
Wilde Eend <i>Anas platyrhynchos</i>	GS	490	N W v z	f R	---				
	GBS	2.000	N W z	f R	---	=	=	+	=
	PS	1.037	N W v z	f R	+/-				
Pijlstaart <i>Anas acuta</i>	GS	124	n w v	f R	+/-				
	GBS	400	N W v	f R	+/-	-	-	+	+
	PS	14	n w v	f R	+				
Slobeend <i>Anas clypeata</i>	GS	26	n w v	f r	=				
	GBS	1.080	N W v	F r	---	+	=	=	=
	PS	15	n w v	f r	=				
Scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>	GS	56	n w V Z	F R	--				
	GBS	217	n w V Z	F R	-	+	+	-	++
	PS	27	n w V Z	F R	++				
Kluut <i>Recurvirostra avosetta</i>	GS	124	N w V Z	F r	=				
	GBS	1.106	N w v Z	F r	=	=	+	+	=
	PS	408	n w V Z	F r	=				
Bontbekplevier <i>Charadrius hiaticulata</i>	GS	143	N w v	F r	=				
	GBS	408	N w v	F r	=	++	=	=	-
	PS	44	N	F r	+?				
Zilverplevier <i>Charadrius squatarola</i>	GS	34	N W v	F r	---				
	GBS	285	N w V	F r	=	+++	=	=	+++
	PS	43	N v	F r	+/-				
Kievit <i>Vanellus vanellus</i>	GS	1.130	N W v z	F R	=				
	GBS	386	N W v Z	F R	---	=	=	=	=
	PS	325	N w v Z	F R	=?				
Bonte Strandloper <i>Calidris alpina</i>	GS	1.150	n W	F R	=				
	GBS	3.750	N W	F R	---	=	=	=	++
	PS	1.300	N W	F R	+				
Rosse Grotto <i>Limosa lapponica</i>	GS	170	N	F r	---				
	GBS	307	N V	F r	--	=	=	=?	=?
	PS	32	N v	F r	?/-				
Wulp <i>Numenius arquata</i>	GS	322	N W v z	f R	--				
	GBS	233	N W v Z	f R	--	+	+	=?	+
	PS	101	N W v Z	f R	+				
Tureluur <i>Tringa totanus</i>	GS	211	n W V z	F	-				
	GBS	153	n w V Z	F	=?	=	+	+?	=?
	PS	114	n W V Z	F	+				

De belangrijkste watervogelsoorten in de Beneden Zeeschelde voor de periode 1980-1997: maximum, seizoenal patroon, functie en trends. Ter vergelijking werden de trends voor dezelfde periode toegevoegd voor de Noordwest-Europese populatie, Saeftinghe, de ganse Zeeschelde en Vlaanderen. GS= Galgenschor, GBS= Groot buitenschor, PS=Paardenschor, n=najaar (augustus november), w=winter (december-februari), v=voorjaar (maart-mei), z=zomer (juni-juli). v, V, V in oplopende volgorde van belangrijkheid. +: toename < 50%, ++: 50% < toename < 100%, +++: toename > 100%, =: geen trend, -: afname < 25%, --: 25% < afname < 50%, ---: afname > 50%.

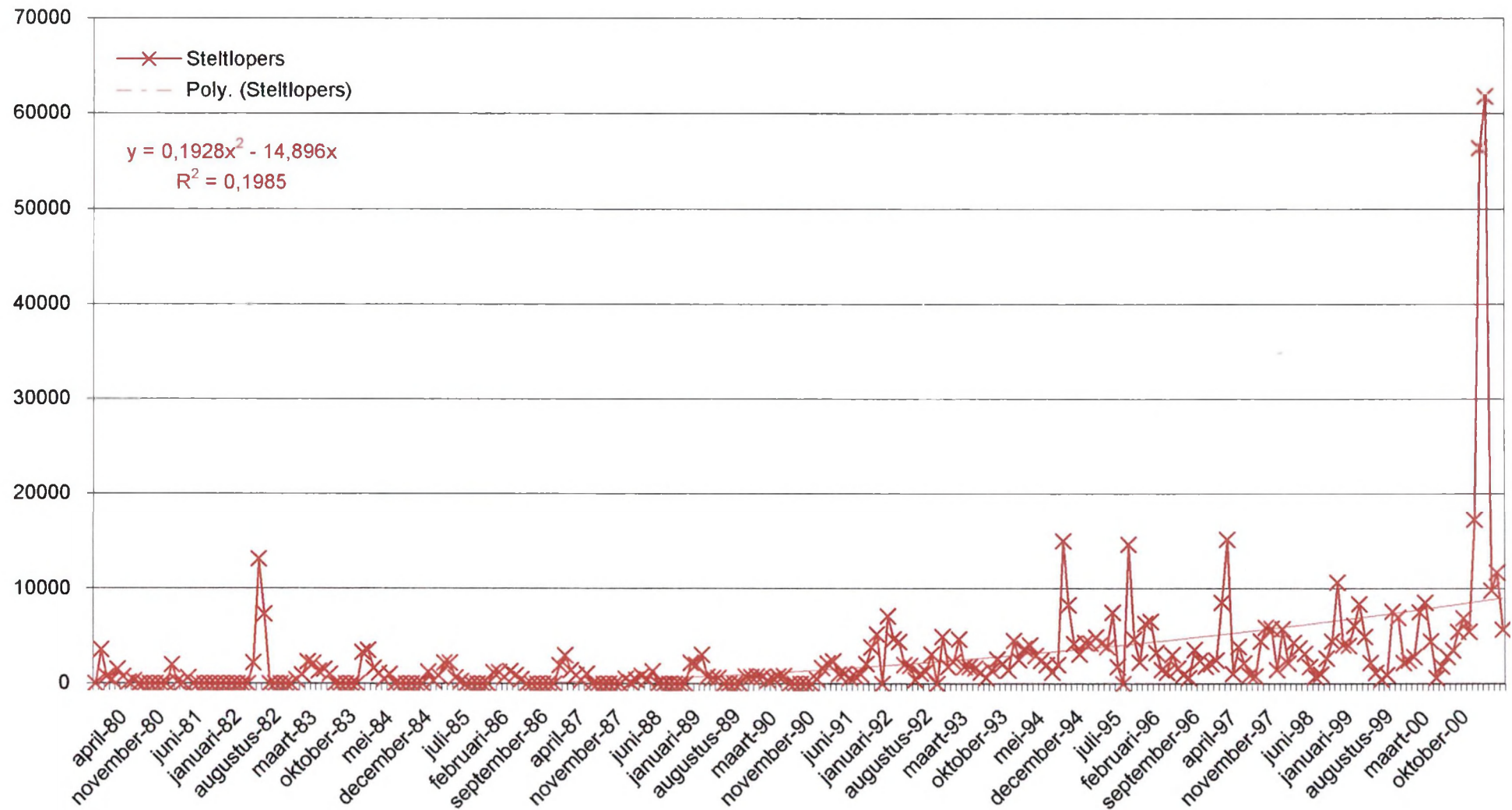
E.6.2 Trends van enkele watervogelgroepen voor het Paardenschor

(Bron: Instituut van Natuurbehoud, J. Maebe, gegevens verzameld in het kader van watervogeltellingen)

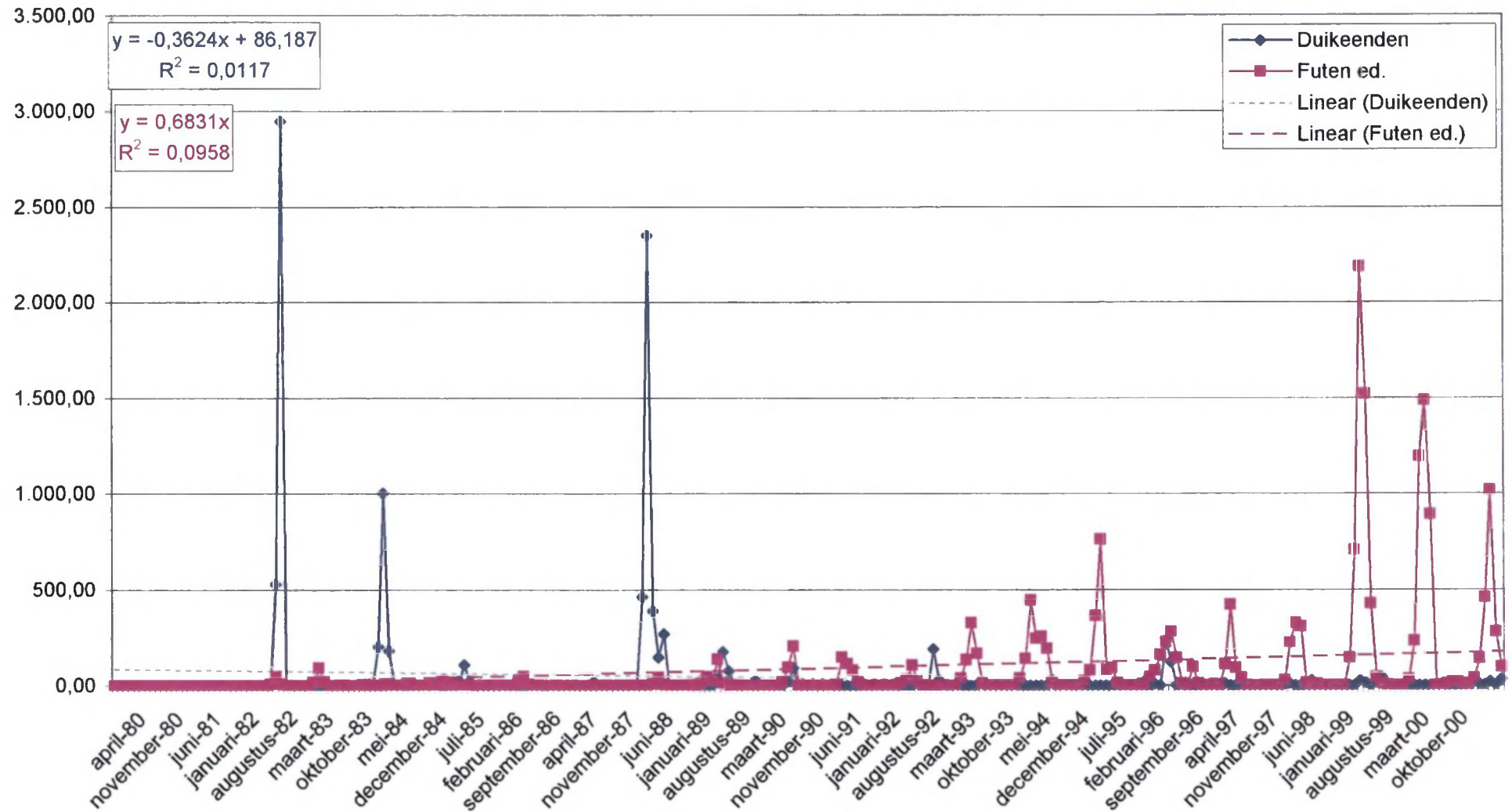
Variatie totaal aantal watervogels op Paardenschor (1979-2001)



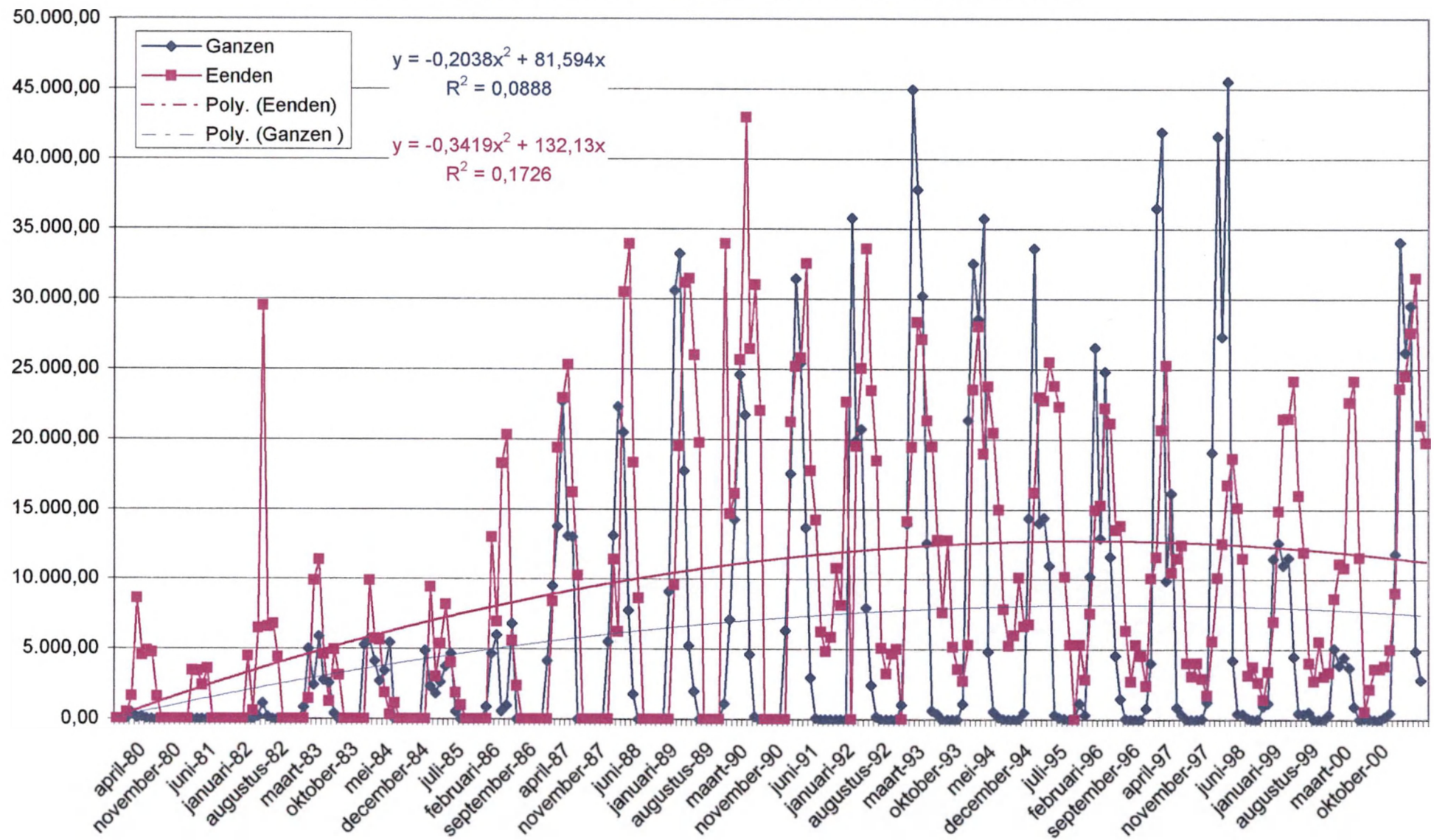
Evolutie van Steltlopers in de tijd voor het Paardenschor (1979-2001)



Evolutie van duikeenden en futen in de tijd voor het Paardenschor (van 1979-2001)



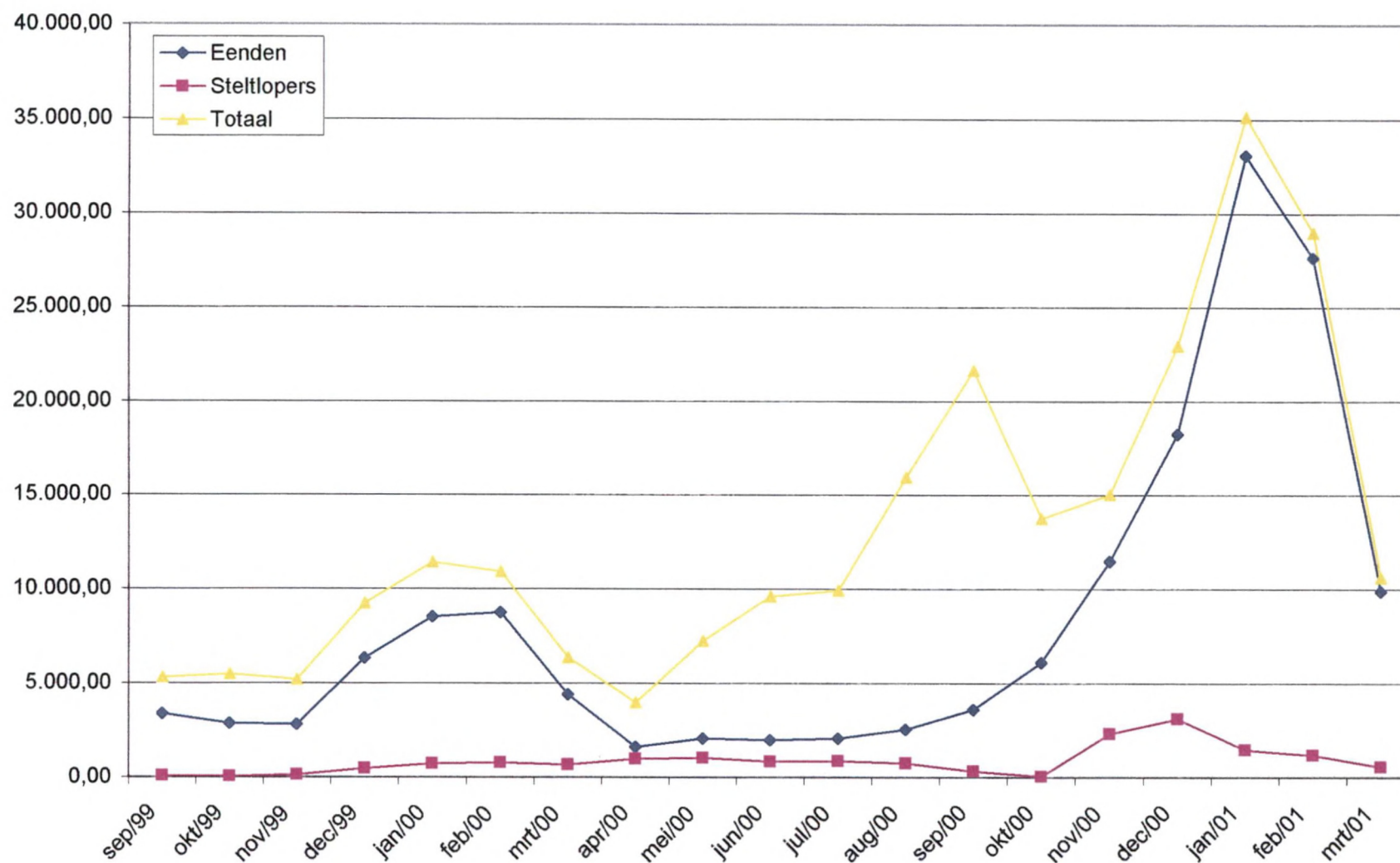
Evolutie van ganzen en eenden in de tijd voor het Paardenschor (1979-2001)



E.6.3 Trends van enkele watervogelgroepen t.h.v. Plaat van Boomke

(Bron: Instituut van Natuurbehoud, gegevens verzameld in het kader van watervogeltellingen)

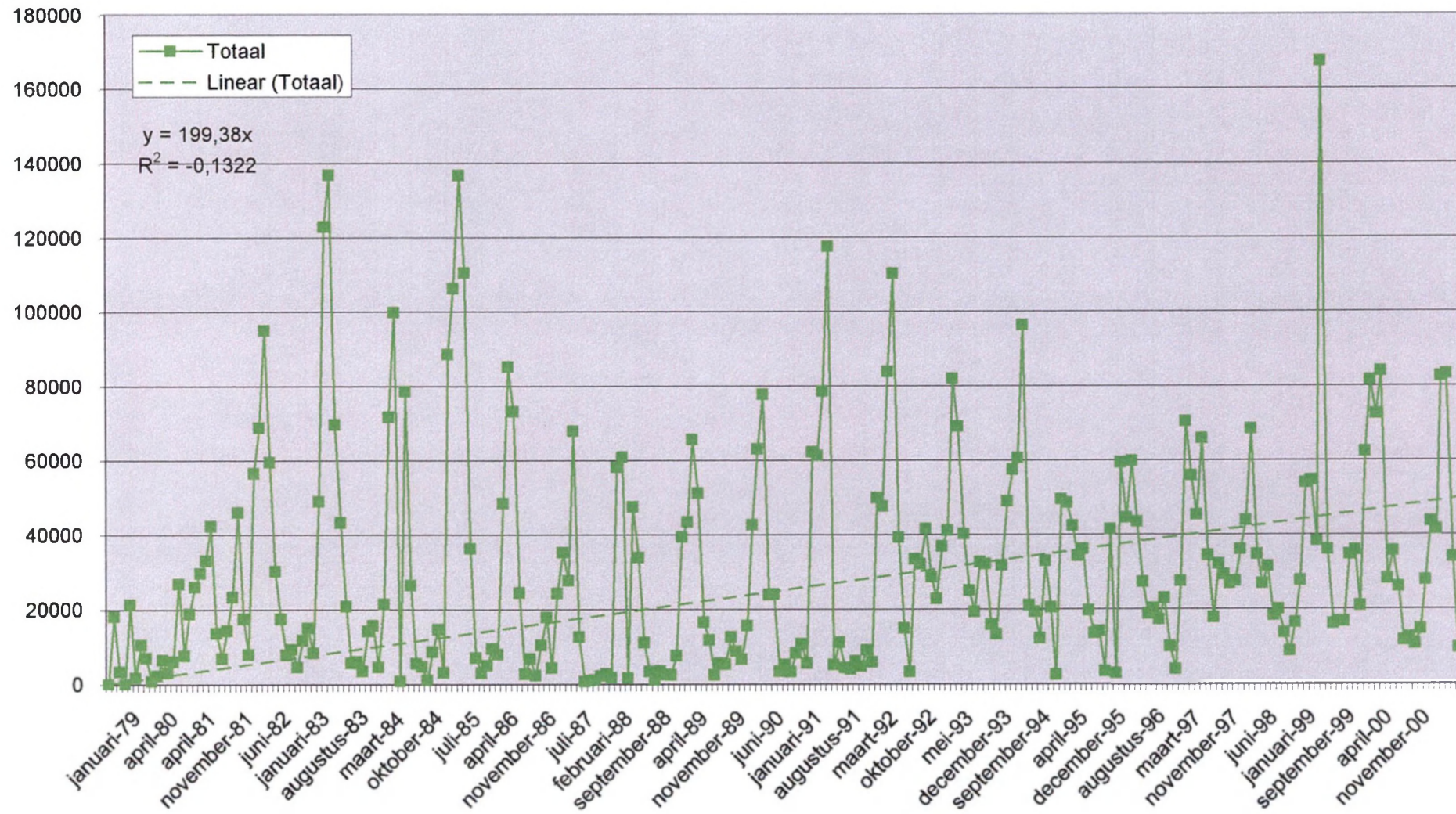
Variatie in de tijd van het aantal watervogels t.h.v. de Plaat van Boomke (1999-2001)



***E.6.4 Trends van enkele watervogelgroepen voor het Groot
Buitenschoor***

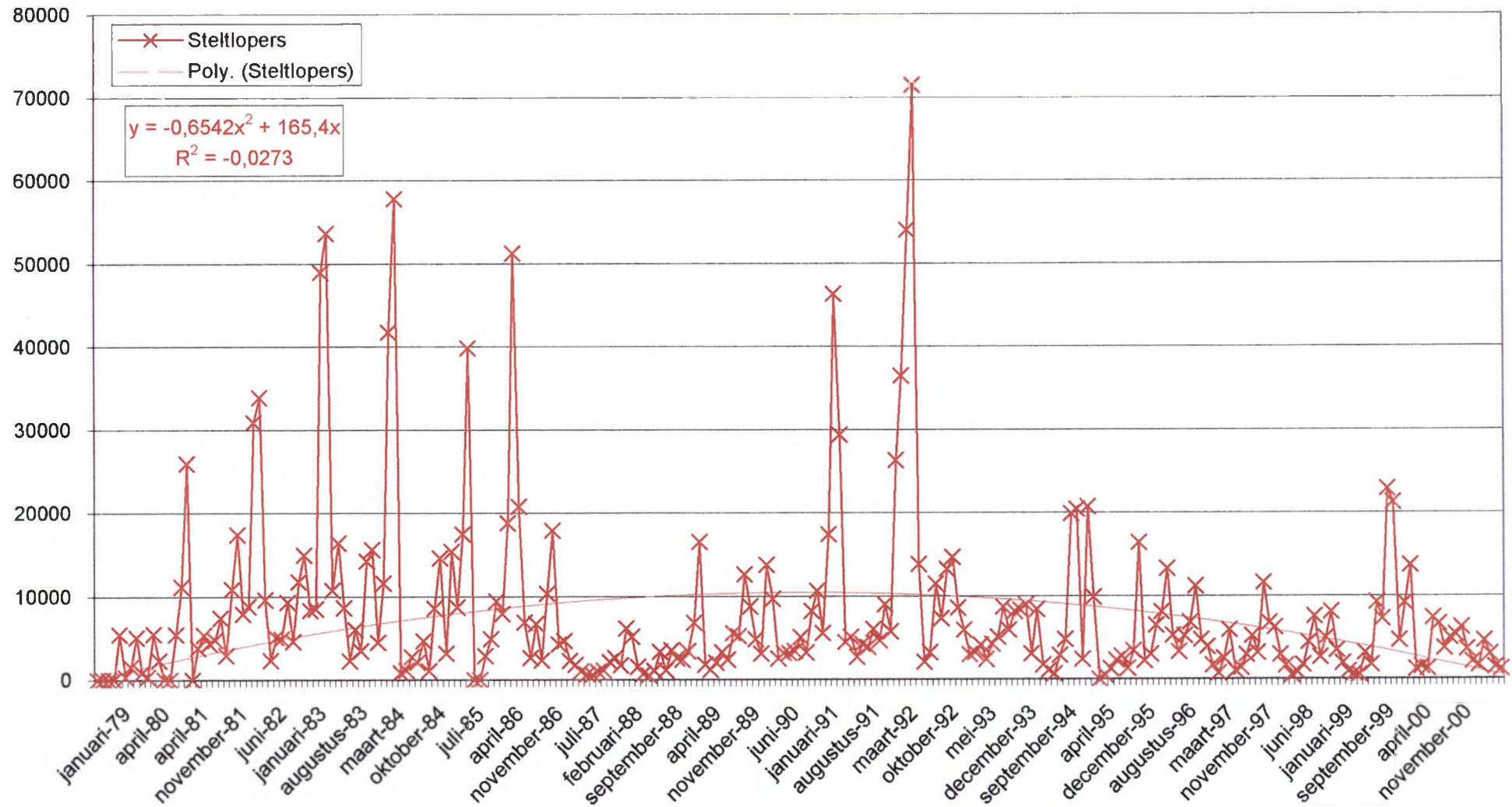
*(Bron: Instituut van Natuurbehoud, gegevens verzameld in het kader van
watervogeltellingen)*

Variatie totaal aantal watervogels op het Groot-Buitenschoor (1979-2001)

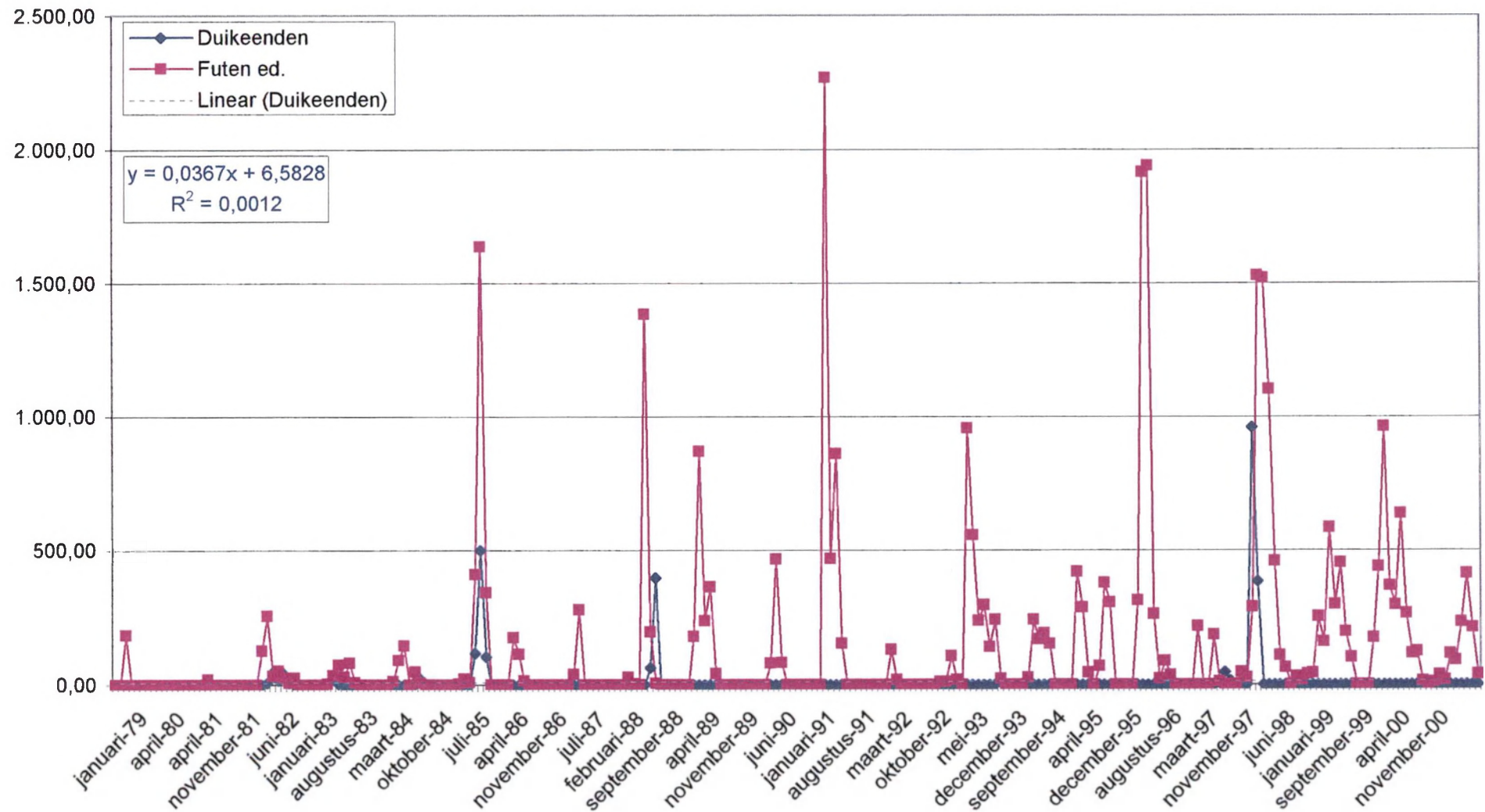


Steltlopers

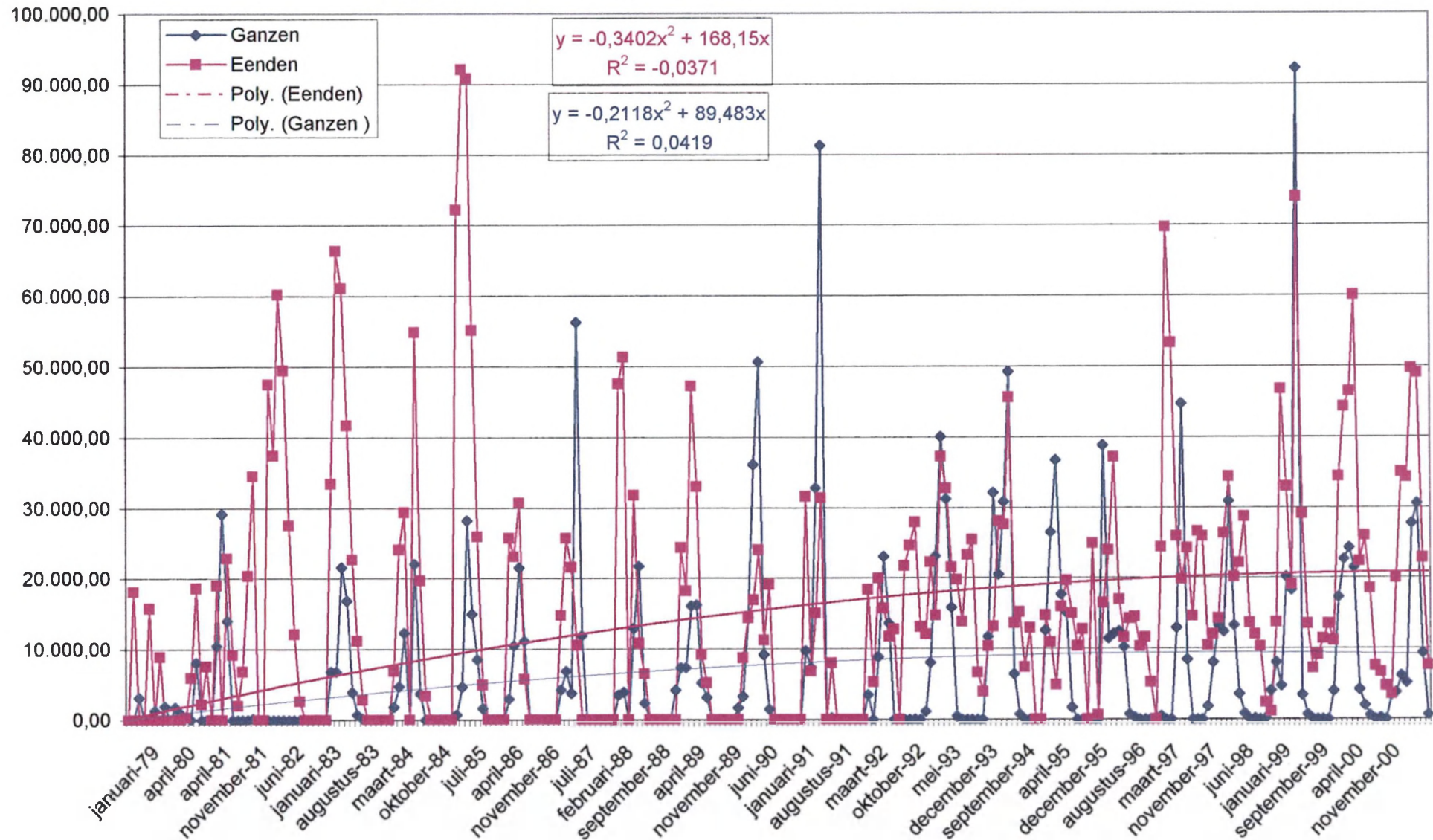
Evolutie van Steltlopers in de tijd voor het Groot-Buitenschoor (1979-2001)



Evolutie van duikeenden en futen in de tijd voor het Groot-Buitenschor (1979-2001)



Evolutie van ganzen en eenden in de tijd voor het Groot Buitenschoor (1979-2001)



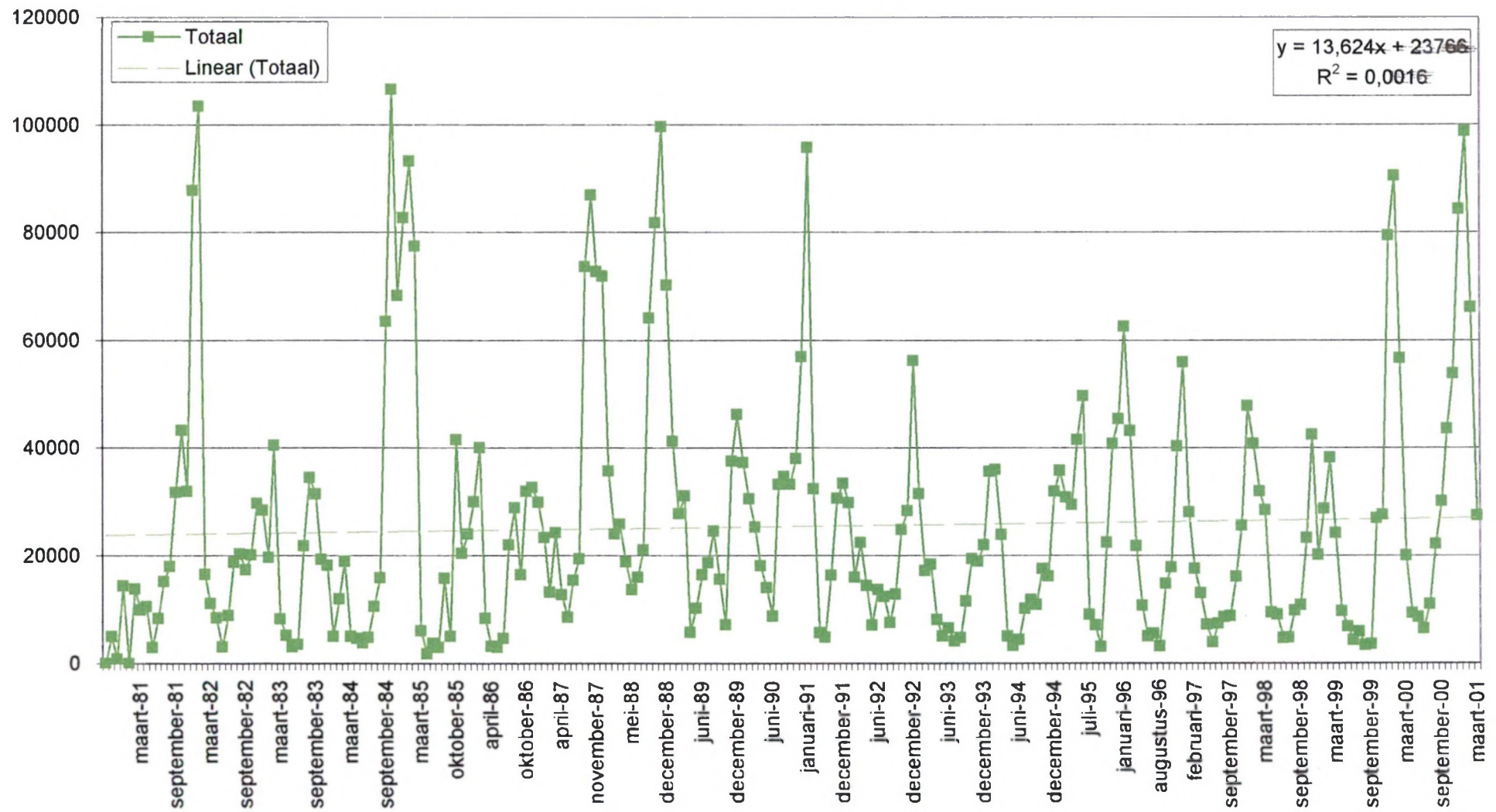
E.6.5 Trends van enkele watervogelgroepen voor het Galgenschoor

(Bron: Instituut van Natuurbehoud, , gegevens verzameld in het kader van watervogeltellingen)

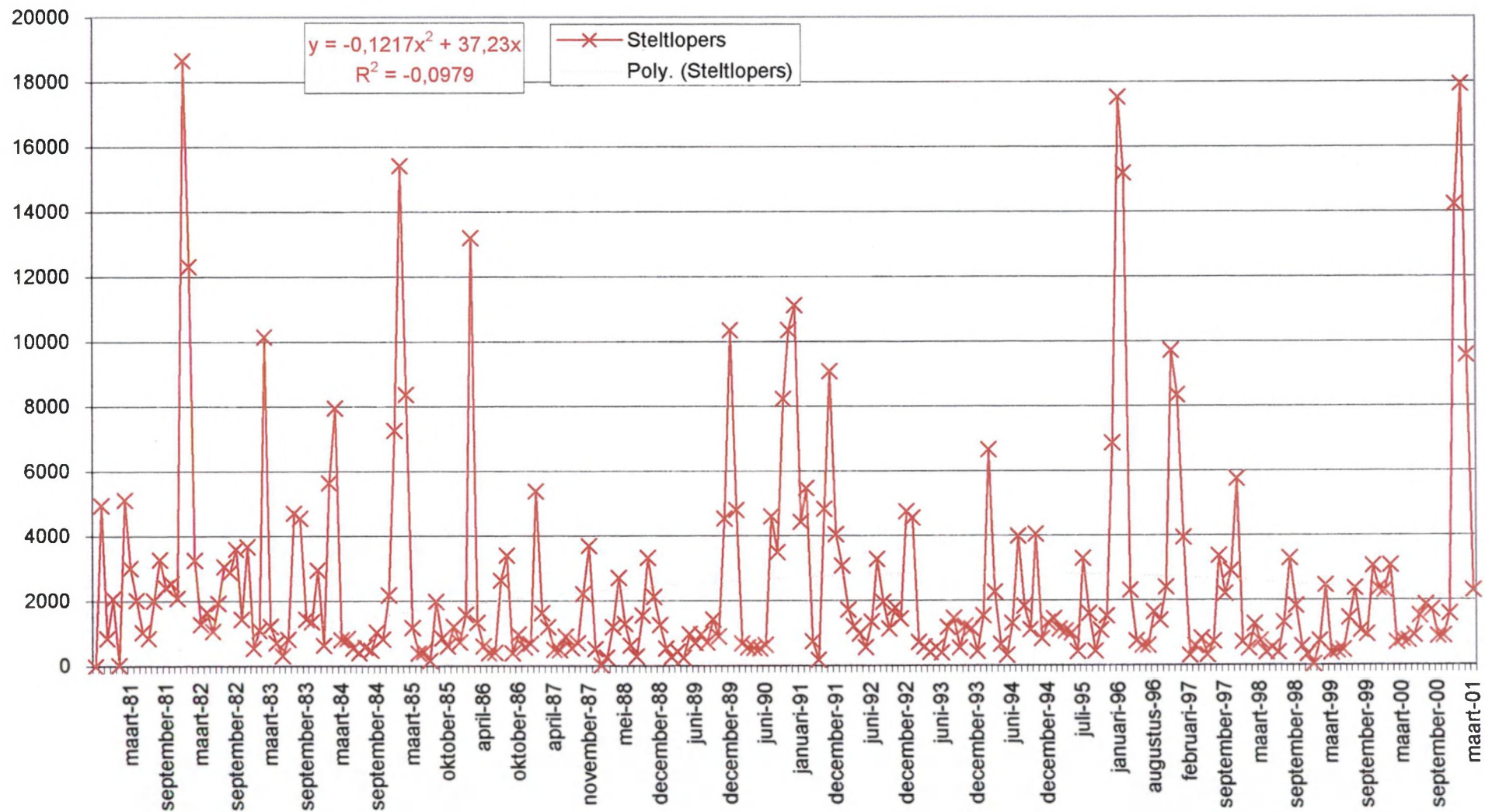
Soort	Gebied	aximu	Seizoen	Functie	Trend	NW-Eur.	Saeftinghe	Zeesch.	Vlaand.
Gauwe Gans <i>Anas arser</i>	GS	225	n W v	f R	---				
	GBS	3 080	n W v	f R	++	---	---	---	---
	PS	3 100	N W v	f R	---				
Bergeend <i>Tadorna tadorna</i>	GS	2 650	N w V z	F R	---				
	GBS	1 346	n w V Z	F R	=?	---	++	=	+
	PS	558	n W V Z	f R	+/-				
Smient <i>Anas penelope</i>	GS	822	n W v	R	---				
	GBS	3 150	N W v	K	---	---	---	---	---
	PS	1 169	N W V	f R	---				
Kraakeend <i>Anas strepera</i>	GS	243	N W v	F R	---				
	GBS	58		K	++	---	=	---	---
	PS	47		R	+				
Wintertaling <i>Anas crecca</i>	GS	1 747	N W v	F R	---				
	GBS	1 453	n w v	F R	--	---	-	---	---
	PS	494	n w v	f R	-/-				
Wilde Eend <i>Anas platyrhynchos</i>	GS	490	N W v z	f R	---				
	GBS	2 090	N W z	f R	---	=	=	=	=
	PS	1 017	N W v z	f R	+/-				
Pijlstaart <i>Anas acuta</i>	GS	124	n w v	f R	+/-				
	GBS	400	N W v	f R	+/-	-	-	-	+
	PS	14	n w v	f R	+				
Sloberend <i>Anas cyapecta</i>	GS	26	n w v	f r	=				
	GBS	1 080	N W v	F r	---	-	=	=	=
	PS	151	n w v	f r	=				
Scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>	GS	56	n w V Z	F R	--				
	GBS	217	n w V Z	F R	-	-	-	-	++
	PS	27	n w V Z	F R	---				
Kluut <i>Recurvirostra avosetta</i>	GS	124	N w V Z	F r	=				
	GBS	1 106	N w v Z	F r	=	=	-	+	=
	PS	468	n w V Z	F r	=				
Bontheplevier <i>Charadrius marginatus</i>	GS	143	N w v	F r	=				
	GBS	408	N w v	F r	=	++	=	=	-
	PS	44	N	F r	+?				
Zilverplevier <i>Charadrius squatarola</i>	GS	34	N W v	F r	---				
	GBS	285	N w V	F r	=	---	=	=	---
	PS	43	N v	F r	+/-				
Kievit <i>Vanellus vanellus</i>	GS	1 130	N W v z	F R	=				
	GBS	386	N W v Z	F R	---	=	=	=	=
	PS	325	N w v Z	F R	=?				
Bonte Strandloper <i>Calidris alpina</i>	GS	1 150	n W	F R	=				
	GBS	3 750	N W	F R	---	=	=	=	++
	PS	1 300	N W	F R	-				
Rosse Grutto <i>Limosa lapponica</i>	GS	170	N	F r	---				
	GBS	307	N V	F r	--	=	=	=?	=?
	PS	32	N v	F r	?				
Wulp <i>Numenius arquata</i>	GS	322	N W v z	f R	--				
	GBS	233	N W v Z	f R	--	-	-	=?	+
	PS	101	N W v Z	f R	-				
Tureluur <i>Tringa totanus</i>	GS	211	n W V z	F	-				
	GBS	153	n w V Z	F	=?	=	-	+?	=?
	PS	114	n W V Z	F	-				

De belangrijkste watervogelsoorten in de Beneden Zeeschelde voor de periode 1980-1997: maximum, seizoenaal patroon, functie en trends. Ter vergelijking werden de trends voor dezelfde periode toegevoegd voor de Noordwest-Europese populatie, Saeftinghe, de ganse Zeeschelde en Vlaanderen. GS= Gaigenschoor, GBS= Groot buitenschoor, PS=Paardenschoor, n=najaar (augustus-november), w=winter (december-februari), v=voorjaar (maart-mei), z=zomer (juni-juli). v, V, V in oplopende volgorde van belangrijkheid. +: toename < 50%, ++: 50% < toename < 100%, +++: toename > 100%, =: geen trend, -: afname < 25%, --: 25% < afname < 50%, ---: afname > 50%.

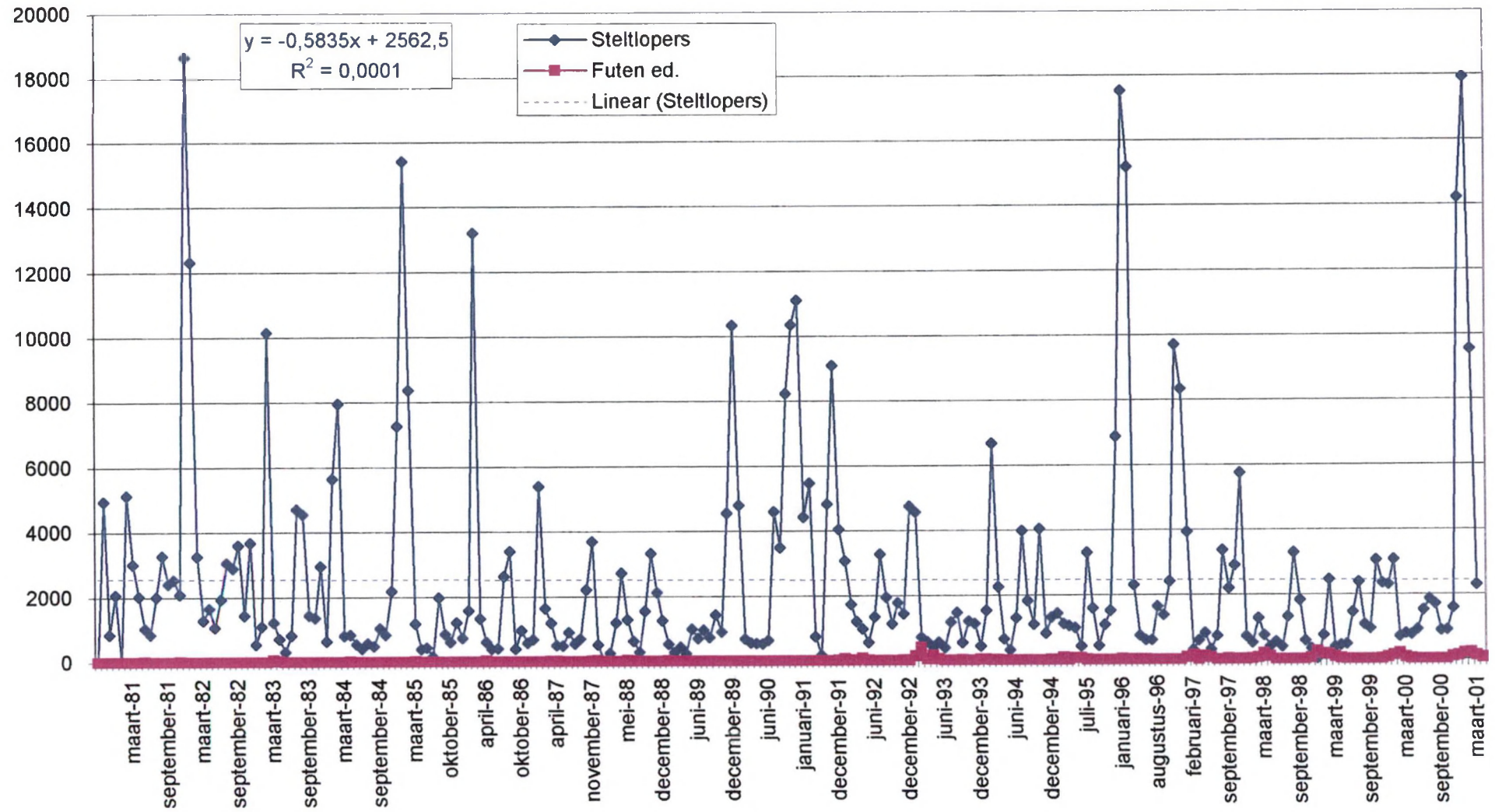
Variatie totaal aantal watervogels op Galgeschoor (1979-2001)



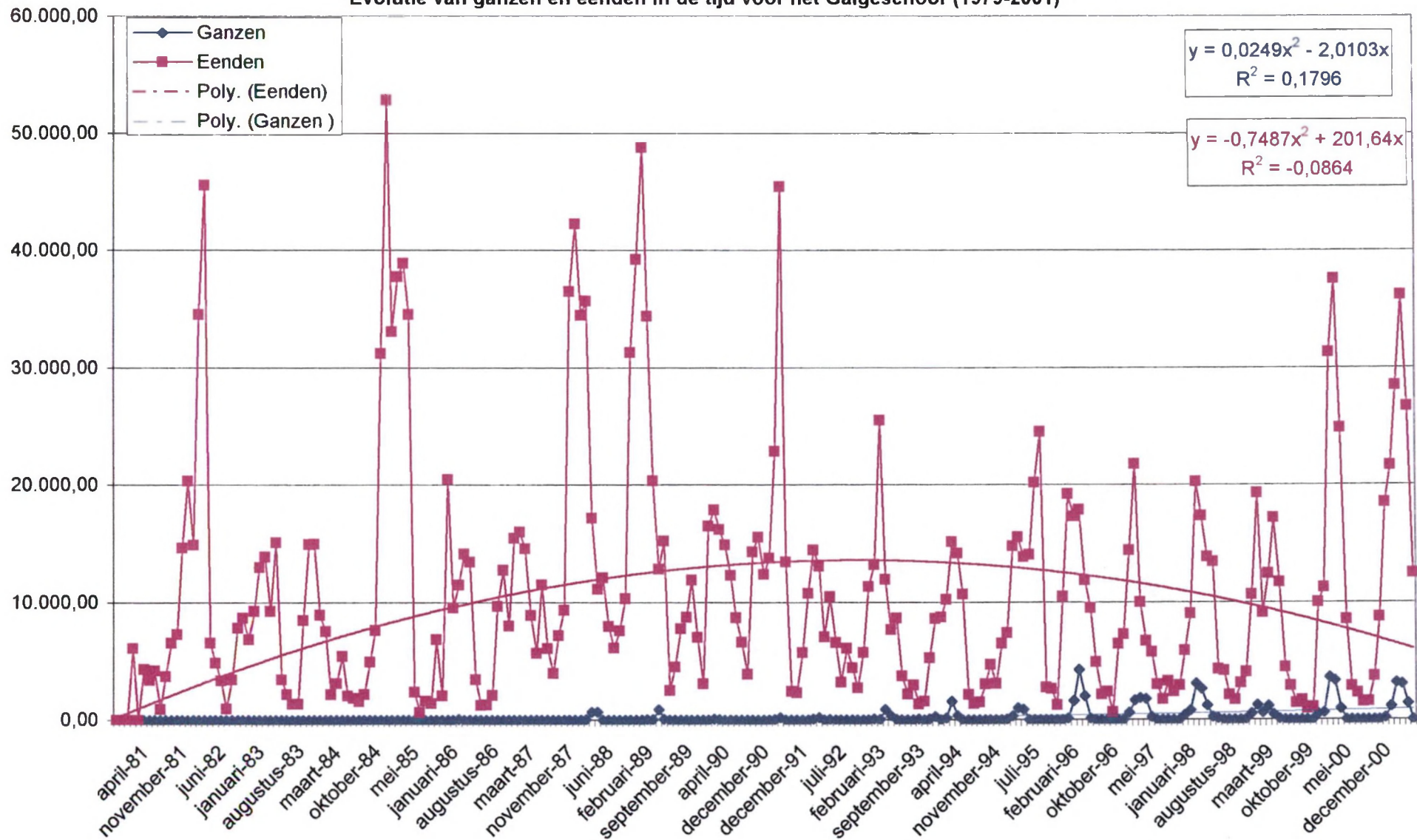
Evolutie van Steltlopers in de tijd voor het Galgeschoor (1979-2001)



Evolutie van duikeenden en futen in de tijd voor het Galgeschoor (1979-2001)




Evolutie van ganzen en eenden in de tijd voor het Galgeschoor (1979-2001)



E.7 Sectiekaart Schelde 1988 Saeftinghe-Doel

Staving van de afwezigheid van "eilandjes" (d.i. gebied beneden 0 m GLLWS dieptelijn) t.h.v. Schaar Ouden Doel op het moment dat de Vlaamse Executieve (de afbakening van) de Vogelrichtlijngebieden voor Vlaanderen vastlegde.
(Besluit van 17/10/1988, verschenen in Belgisch Staatsblad op 29/10/1988)

LEGENDE

 Vogelrichtlijngebied

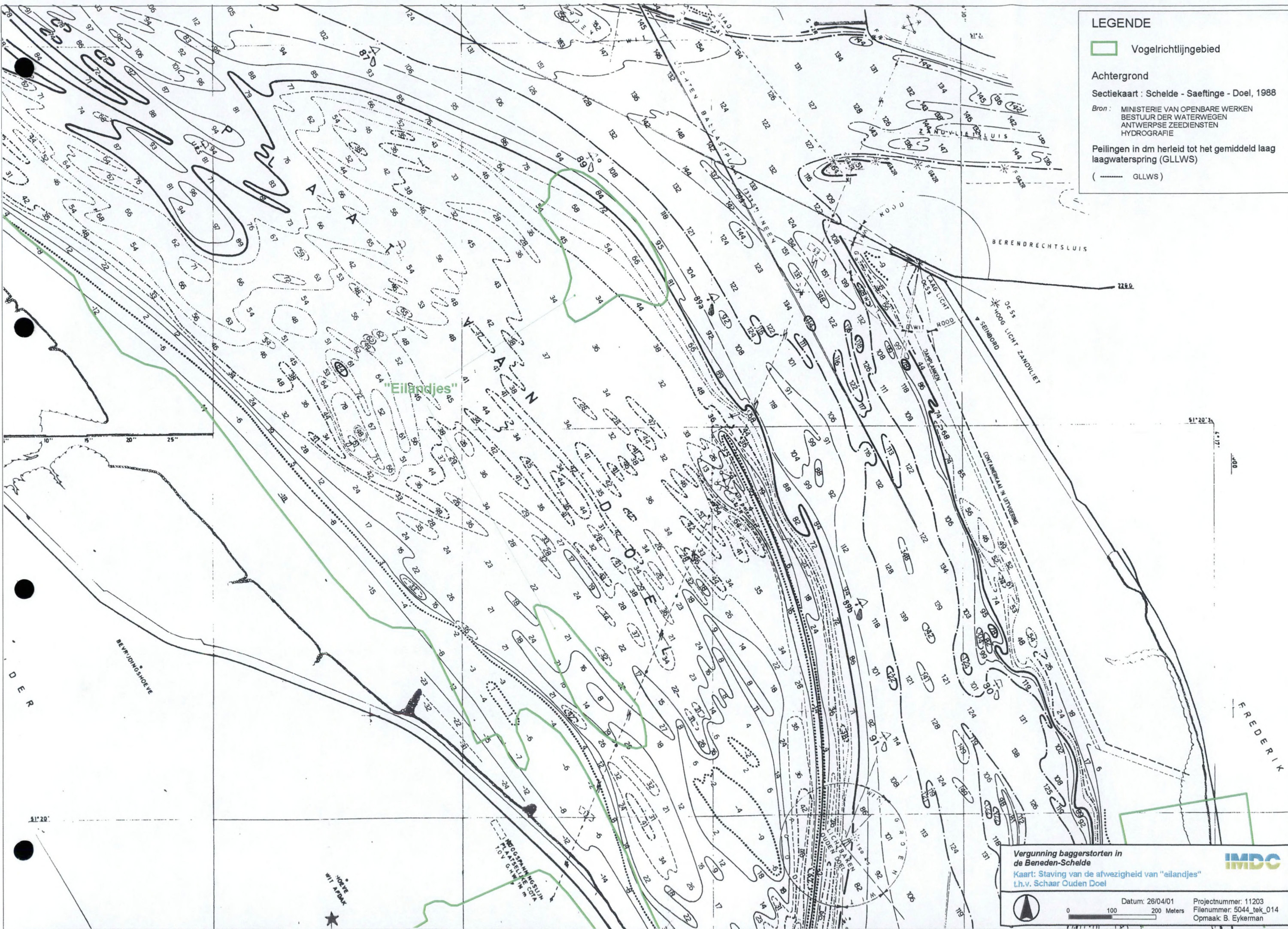
Achtergrond

Sectiekaart : Schelde - Saeftinge - Doel, 1988

Bron : MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN
BESTUUR DER WATERWEGEN
ANTWERPSE ZEEDIENSTEN
HYDROGRAFIE

Peilingen in dm herleid tot het gemiddeld laag
laagwaterspring (GLLWS)

(- - - - - GLLWS)



Vergunning baggerstorten in
de Beneden-Schelde
Kaart: Staving van de afwezigheid van "eilandjes"
t.h.v. Schaar Ouden Doel

IMDC



Datum: 26/04/01
0 100 200 Meters

Projectnummer: 11203
Filenummer: 5044_tek_014
Opmaak: B. Eykerman

**Bijlage F Environmental aspects of dredging – Machines,
methods and mitigation (IADC/CEDA-nr.4)**

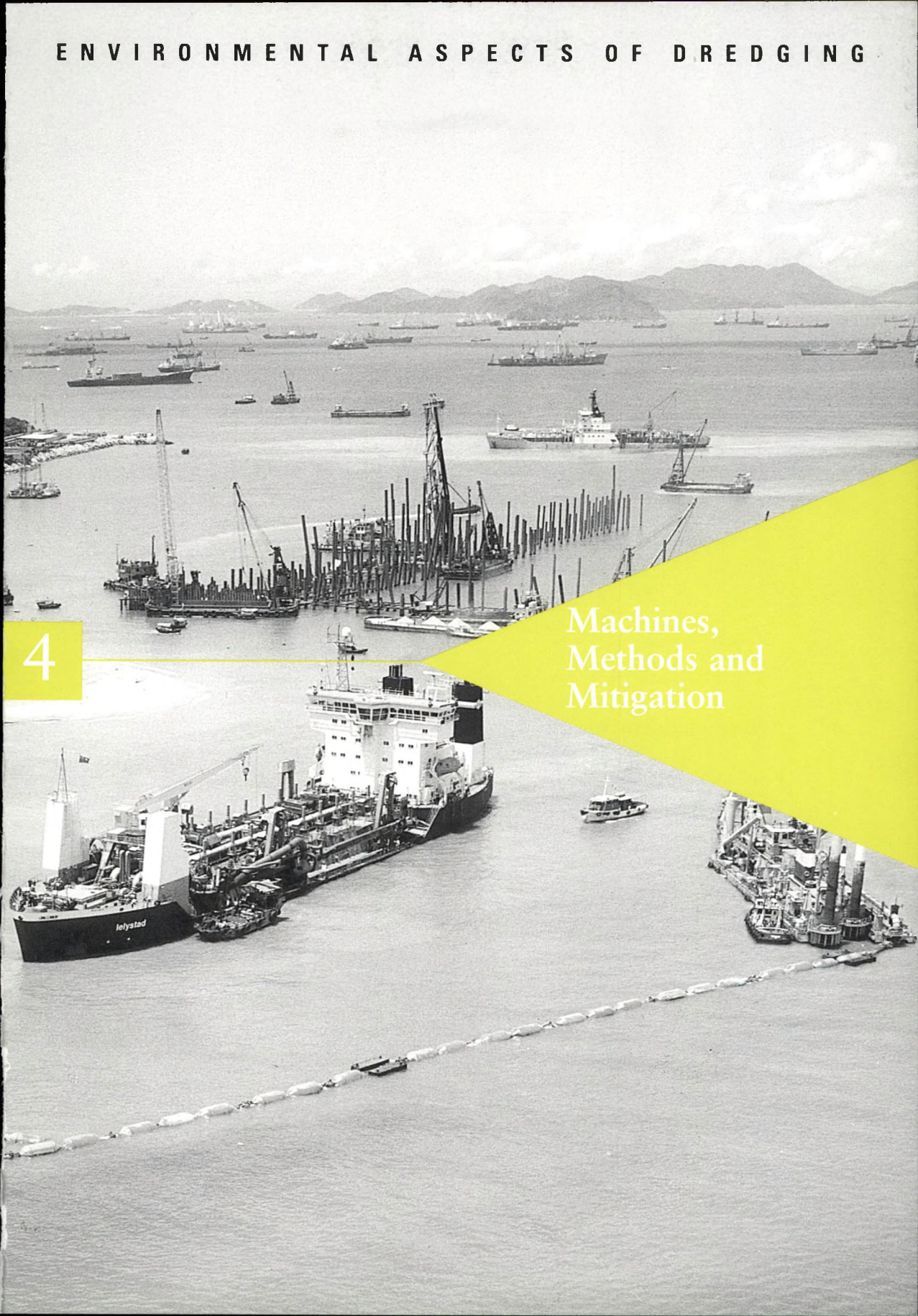
4

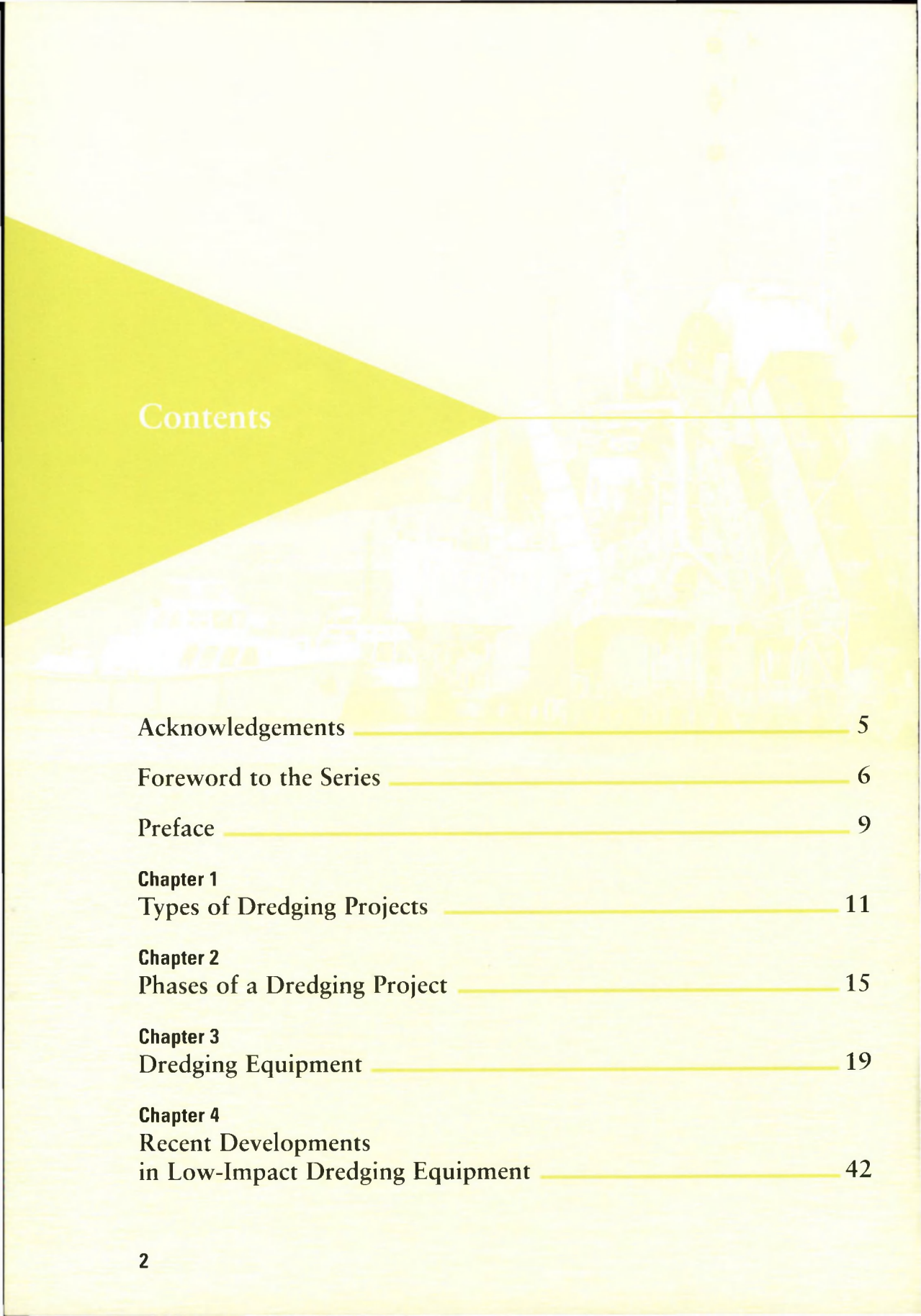
Machines, Methods and Mitigation



4

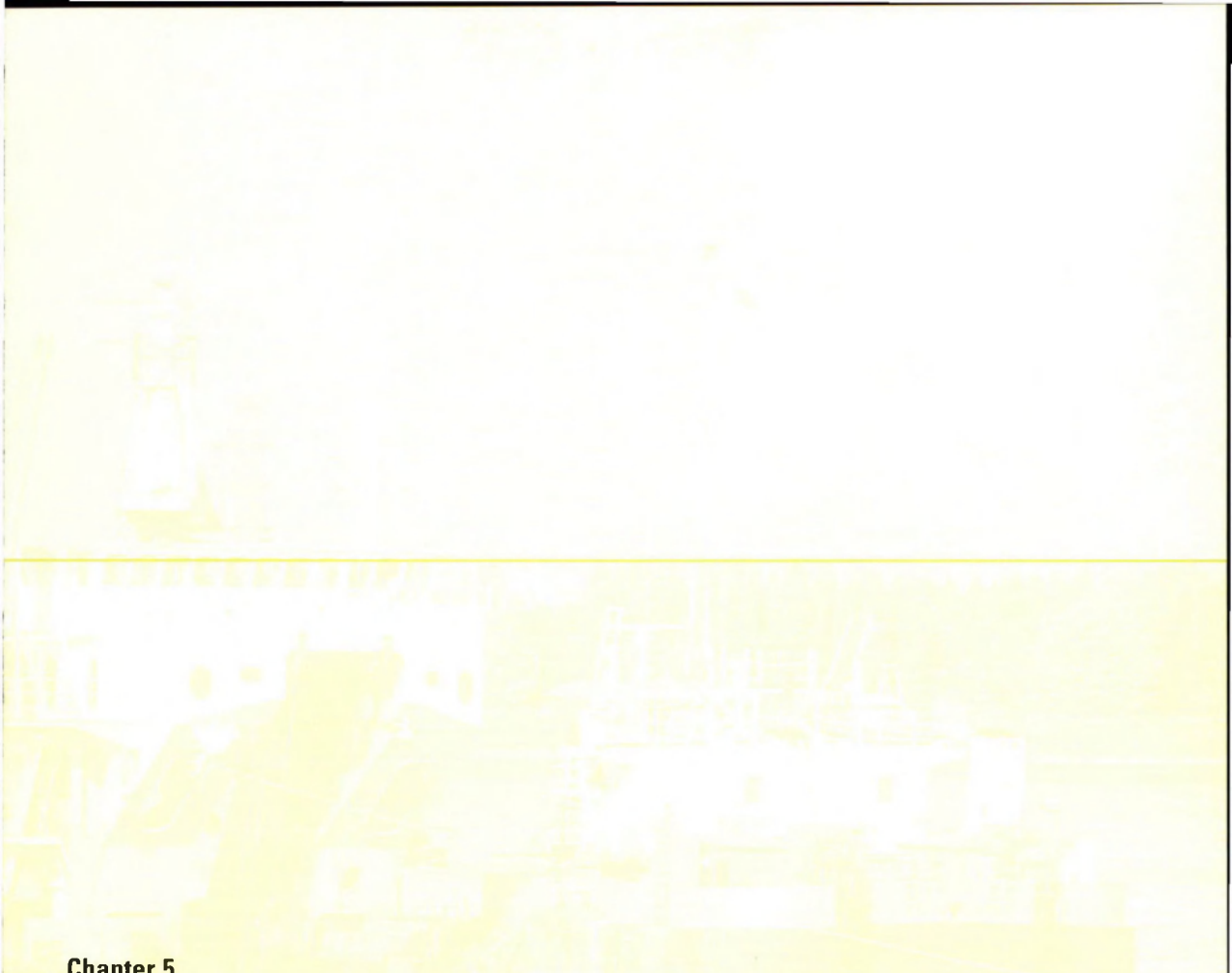
Machines,
Methods and
Mitigation





Contents

Acknowledgements	5
Foreword to the Series	6
Preface	9
Chapter 1	
Types of Dredging Projects	11
Chapter 2	
Phases of a Dredging Project	15
Chapter 3	
Dredging Equipment	19
Chapter 4	
Recent Developments in Low-Impact Dredging Equipment	42



Chapter 5 Transport and Disposal, Equipment and Techniques	56
Chapter 6 Mitigating Measures	68
Chapter 7 Monitoring and Control of the Dredging Process	71
Chapter 8 Recommendations and Conclusions	78
References	79

Copyright © 1998, IADC/CEDA

Published by: International Association of Dredging Companies (IADC), Duinweg 21, 2585 JV The Hague, The Netherlands and Central Dredging Association (CEDA), P.O. Box 3168, 2601 DD Delft, The Netherlands.

IADC is an umbrella organisation for contractors in the private dredging sector. Its objectives are to advance fair trade practices, sound tendering procedures and the use of standard contract conditions; to improve communication about dredging in general; and especially to encourage research into environmentally sound technologies and beneficial uses of dredged materials.

CEDA is a member of the World Organisation of Dredging Associations which promotes the interests of all those in the dredging industry and related industries, public or private,

individuals or companies. CEDA organises meetings and conferences for the study of dredging technologies and develops publications for the exchange of information in the field.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced in any way without written permission of the publisher.

The book reflects the opinions of the authors and does not necessarily reflect the opinions of the IADC Board, CEDA Board, or of individual members of these organisations.

ISBN 90-75254-09-1

Typeset and printed by Opmeer Drukkerij bv
The Hague, The Netherlands
Graphic design by Lightbulb Press, New York

Photographs courtesy of G. Coolens, IMDC,
USACE, Cable Arm Inc. and *Terra et Aqua*

Acknowledgements

The International Association of Dredging Companies (IADC) and the Central Dredging Association (CEDA) have joined forces to develop a series of publications on “the environmental aspects of dredging”.

This guide, entitled *Machines, Methods and Mitigation*, is the fourth in the series and discusses the various types of dredging equipment available and their applicability to a given dredging situation, measures which can mitigate the impact of dredging, and methods for monitoring the effectiveness of a dredging activity. It was authored by Mr Jos Smits, General Manager of International Marine & Dredging Consultants NV, Antwerp, Belgium.

Mr. Peter Whiteside, Geotechnical Engineering Office, Hong Kong Government, Hong Kong, Mr. Robert Engler, Waterways Experiment Station, US Army Corps of Engineers, USA, and Mr. John Dobson, Secretary General, Eastern Dredging Association (EADA) gave valuable assistance in reviewing and commenting on the manuscript.

The secretariat of the project was run by Mr. Peter J.A. Hamburger (IADC) and

Ms. Anna Csiti (CEDA). The editorial skills of Mr. Adrian Hunt in the United Kingdom and Ms. Marsha Cohen in the United States brought the manuscript to completion as a book. The Editorial Board, comprising members of IADC and CEDA, ensured that the concept for this series became a concrete reality through their constructive contribution to this fourth guide. The members of the Editorial Board are:

R. Nick Bray (on behalf of CEDA)
Director, Dredging Research Ltd.
Godalming, United Kingdom

Anna Csiti (on behalf of CEDA)
Manager, Central Dredging Association
Delft, The Netherlands

Peter J.A. Hamburger (on behalf of IADC)
Secretary General, International Association
of Dredging Companies
The Hague, The Netherlands

Gerard H. van Raalte (on behalf of IADC)
Assistant Manager, Hydronamic BV
Papendrecht, The Netherlands

Foreword to the Series

Since the industrial revolution, mankind has interfered with the environment at an ever-increasing rate. Our past lack of understanding and appreciation of our environment have brought us to a point where this interference is manifesting itself in ways that can no longer be ignored.

Studies carried out on a worldwide basis have shown that, if we are to try to guarantee the future of man's existence, we must take a more responsible attitude towards how we live and behave in our environment. Growing public awareness and concern endorse this view.

Dredging is a necessary activity in man's development. In the right circumstances, it may also be a very useful tool for remedying past environmental interference. However, by its very nature, the act of dredging and relocating dredged material is an environmental impact. It is, therefore, of the utmost importance that we should be able to determine whether any planned dredging will have a positive or negative impact on our environment. Evaluation of environmental impact should examine both the short- and long-term effects, as well as the sustainability of the altered environment.

In its simplest form dredging consists of the excavation of material from a sea, river or

lake bed, and the relocation of the excavated material elsewhere. It is commonly used to improve the navigable depths in ports, harbours and shipping channels, or to win minerals from underwater deposits. It may also be used to improve drainage, reclaim land, improve sea defence or clean up the environment.

When using dredging techniques, we must be aware of the environmental effects of the changes we are trying to achieve, as well as the effects of the dredging activity itself. Such changes may include:


- alterations to coastal or river morphology, e.g. enhancement or loss of amenity, addition or reduction of wildlife habitat;
- alterations to water currents and wave climates, which might affect navigation, coastal defence and other coastal matters;
- reduction or improvement of water quality, affecting benthic fauna, fish spawning and the like;
- improvement of employment conditions owing to industrial development; and
- removal of polluted materials and their relocation to safe, contained areas.

The dredging activity itself will also affect the environment, often to a lesser extent in the long-term than will be immediately apparent. Environmental effects of dredging may include

short-term increases in the level of suspended sediment in the vicinity owing to the effects of the excavation process, the overflow whilst loading hoppers, and the loss of dredged material from hoppers or pipelines during transport. At the disposal site there may be increases in levels of suspended sediment and disturbance or loss of benthic fauna.

Frequently, the levels of suspended sediments generated by dredging activities are no greater than those caused by commercial shipping or bottom fishing operations, or even those generated during severe storms. However, it is often difficult to demonstrate this without undertaking comprehensive studies. Once again, re-suspension of contaminated materials poses special problems and demands rigorous scientific analysis.

The marine environment is a complex combination of natural features and phenomena, supporting a diverse but largely concealed population. Because of this complexity it is extremely difficult to predict the effects of man-made changes and short-term operations. Comprehensive and detailed investigations of the environmental characteristics are frequently an essential prerequisite for any planned dredging activity, together with an assessment of all the potential pros and cons.



Past environmental ignorance has resulted in many rivers, ports and harbours in the industrialised nations containing soils that have been contaminated by undesirable levels of metals and chemical compounds. When dredging in these soils contaminants may be released into the water column and thence into the food chain. Thus, the environmental effects of dredging and relocation of the dredged material may be more severe and will require more detailed analysis. In certain cases it is the very existence of the polluted soils that has led to dredging: by removing the polluted soils and relocating them to a more secure situation, the environment is improved. Long-term improvement does, of course, depend ultimately on preventing pollution at its source. The treatment and storage of polluted soils is a highly complex subject and requires detailed study.

There is now an international framework of legislation relating to dredging and the disposal of dredged material, which has been devolved to governmental agencies at national level. A number of European countries are also developing legislation to control the placing of dredged material on land. Such legislation is constantly changing, as scientific knowledge increases and implementational frameworks are evolved. All promoters of dredging works need to be aware of current legal requirements.

An additional positive environmental aspect of dredging, one that is actively encouraged by the controlling authorities, is the beneficial use of dredged material, including some that is contaminated. Typical uses include beach nourishment for sea defence, the creation of wetlands for recreation and wildlife sanctuaries, reclamation of land for commercial and industrial development, and the improvement of agricultural land.

The IADC/CEDA series of publications "The Environmental Aspects of Dredging" comprises a number of integrated, but stand-alone, guides on the issues touched upon here. Guide 4, *Machines, Methods and Mitigation*, discusses dredging equipment, mitigating measures and the monitoring and control of the dredging process. Like all guides in the IADC/CEDA series, it will be most useful when used in the context of the entire series.

The Editorial Board
April 1998

Preface

Dredging is an important activity for creating and safeguarding our ports and industrial areas. It is not a goal in itself, but should be considered as a tool to improve and adapt our surroundings in order to meet the requirements of modern industrial and living standards. Clearly, any human activity will have an effect on the environment, either positive or negative or a combination of both. Dredging is no exception.

In the context of maintenance dredging, the dredging process on the one hand may increase the suspended sediment content and disperse some of the material from the channel bottom into the surrounding water. On the other hand, the same process leads to navigational improvements and as a consequence places the port in a more competitive position and brings positive socio-economic returns. Moreover, dredging fulfils a remedial role in which contaminated material is removed from the natural system.

This is an important consideration in assessing overall environmental impact of a dredging project; if not removed, contaminated sediments can be put into the water column and dispersed through the aquatic environment by river and tidal currents, propeller wash, anchoring, and other means.

Structure of the report

The underlying premise in this Guide, as explained in Chapter 1, is that there are basically three types of dredging projects: capital, maintenance and remedial. Each has its own characteristics, which are defined, and each has its own positive and negative impacts. To evaluate a dredging project, criteria to judge the environmental effects of a dredging activity and the dredging equipment must be established. In Chapter 2 the phases of a dredging project are explained: disintegration of the in-situ material; raising of the dredged material to the surface; horizontal transport; and placement or further treatment.

The means to accomplish these phases are explained in Chapters 3 and 4, where firstly standard dredging equipment is described, and then new types of dredgers especially developed for low-impact projects are discussed. Both types of equipment are evaluated based on the criteria as detailed in Chapter 1. Chapter 5 gives attention to the different possible methods of transport and disposal of dredged sediments, with emphasis on the techniques and equipment that mitigate environmental impacts.

The discussion of mitigating measures to be implemented on board dredgers, at dredging sites as well as at relocation sites, continues in Chapter 6. Finally, in Chapter 7, monitoring and control of the dredging process are considered in terms of compliance, verification of the assessments, and the acquisition of know-how in order to improve the assessment of future projects.

Chapter 1

Types of Dredging Projects

Before commencing a detailed discussion about the environmental effects of the different types of dredging equipment, it is necessary to fully understand the purpose for which dredgers are used. Dredging is a general term covering a wide variety of different activities. However, a review of dredging applications reveals three main groups: capital, maintenance, and remedial works.

Capital dredging works

Capital dredging involves the creation of new or improved facilities such as a harbour basin, a deeper navigation channel, a lake, or an area of reclaimed land for industrial or residential purposes. Such projects are generally characterised by the following features:

- relocation of large quantities of material;
- compact soil;
- undisturbed soil layers;
- low contaminant content (if any);
- significant layer thickness; and
- non-repetitive dredging activity.

Clearly, a negative environmental effect of such dredging or disposal action is often the destruction of natural habitats (e.g. reclamation of wetlands, disposal of excavated material in biologically sensitive zones, disappearance of inter-tidal flats). However, on the positive side, additional wetlands or inter-tidal flats can be created and important sites

can be protected from erosion. How exactly the environment is affected is largely determined during the design phase of a capital dredging project. The spread of chemical contaminants adsorbed on the dredged material is generally of little concern as the material to be excavated is virgin.

The environment is best served when a full analysis of the environmental implications is integrated in the design process of capital dredging works. It is here that the main remedial actions can be taken, namely informed site selection, improved design (e.g. of the location, depth, erosion protection), and suitable selection of dredging plant. Furthermore, beneficial reuse of the dredged material can also have a large positive effect on the overall environment at the project site.

Maintenance dredging works

Maintenance dredging concerns the removal of siltation from channel beds, which generally occurs naturally, in order to maintain the design depth of navigation channels and ports.

The main characteristics of maintenance dredging projects are:

- variable quantities of material;
- soft, uncompacted soil;
- contaminant content possible;
- thin layers of material;
- occurring in navigation channels and harbours; and
- repetitive activity.

Since maintenance dredging occurs mainly in artificially deepened navigation areas, the dredging activity is, in itself, not necessarily damaging to the natural environment.

The main potential for environmental impact is from the disposal of the dredged material and by the increasing quantities of suspended sediments during the dredging process (possibly inducing dispersion of contaminants). Suspended sediment problems can, however, be readily controlled by careful choice of dredging equipment and procedures as discussed later. These problems are compounded by the need to repeat maintenance dredging regularly, since siltation is a never-ending story.

The contaminant content of the material to be dredged can also have an important bearing on the environmental impact. Many of our cities have for a long time allowed their sewage and industrial waste to spill out into navigation channels, while the silt on the bottom of our rivers has over the years soaked up numerous contaminants that have entered the water stream. Dredging can spread the particles to which the contaminants are attached and increase the speed with which they spread. The extent of this phenomenon

depends upon the type of dredging equipment used and the attentiveness of those engaged in the dredging work.

Remedial dredging works

It should be appreciated that both capital and maintenance dredging can have a beneficial side effect of removing contaminated material from the dredging location. Remedial dredging, purely for the purpose of cleaning the dredging location, is not always recognised as a separate type of dredging, and yet it has distinctive characteristics. It is carried out in an effort by society to correct past actions, which have, in some cases, resulted in heavily contaminated sediments. Remedial dredging requires the careful removal of the contaminated material and is often linked to the further treatment, reuse or relocation of such materials. Its characteristics are:

- small dredged quantities;
- high contaminant content;
- soft, uncompacted soil; and
- non-repetitive activity (provided the problem is effectively controlled at source).

Given that this type of dredging is aimed at remedying an existing adverse situation, the main environmental effect is bound to be positive, provided the dredging is done with great care and does not significantly damage the environment in any other way.

A prerequisite for a successful remediation project is the removal of the contaminant sources prior to the start of any remedial dredging.

Clearly, each of these three categories of dredging has different goals, but none has dredging as a goal in itself. Dredging is a means to an end, such as the deepening of a harbour, the removal of contaminated material, the creation of wetlands or the construction of a safe place for industrial or residential development.

In order to attain these objectives, specific requirements must be met regarding, in general, the dredging equipment, and, in particular, the acceptable level of environmental impact. In attempting to meet these requirements, the dredging industry has developed a wide range of equipment, each with its own specific characteristics and abilities to deal adequately with the challenges of a particular project. Guide 6 of this series reviews a number of typical dredging projects, focussing on their environmental implications.

Criteria to judge the environmental effects of a dredging operation

The environmental effects of an industrial activity are a complex amalgam of interacting processes in a wide range of different domains. It is difficult, therefore, to compare different dredging equipment and projects with each other on their specific merits. A framework is required to enable us to identify the most significant environmentally sensitive criteria, which may be influenced by the dredging equipment and process.

In a general approach, the following criteria have to be taken into account:

- **Safety of people:** Of primary concern during the execution of dredging projects is the safety and health of the crew on board the dredger, especially where contaminated sediments are being handled. Besides the crew, the safety of all other people has to be considered as well.
- **Accuracy of the excavated profile:** Taking into account the cost of treatment or relocation it is important to excavate a pre-set profile as accurately as possible in order to minimise the volume for further treatment or storage. (In the case of contaminated sediments this factor can be critical.)
- **Suspended sediment:** The creation of excessive suspended sediments near the

Criteria to judge the environmental effects of a dredging operation

- **Safety of the people**
- **Accuracy of the excavated profile**
- **Suspended sediment**
- **Mixing of different soil layers**
- **Creation of loose (mobile) spill layers**
- **Dilution**
- **Noise**
- **Normal output rate**
- **Effect on seabed or riverbed ecosystem**

dredging or relocation sites may endanger sensitive local fauna and flora; where such sediments are contaminated, this increase can result in the spread of contaminants into the surroundings.

- **Mixing of different soil layers:** When layers of soil with different geotechnical or chemical characteristics are mixed together, material relocation, treatment or reuse can become complicated.
- **Creation of loose (mobile) spill layers:** Destruction of the cohesiveness of the upper soil layers, without complete removal, facilitates later natural erosion processes; these processes can present risks when close to sensitive areas (e.g. coral reefs, aquaculture ponds) or when contaminants adsorbed on the sediments can be dispersed.

- *Dilution:* Dredging fine-grained material mixed with large quantities of water leads to considerable dewatering difficulties at the relocation site. Moreover, it increases the volume of material to be treated and the costs of treatment in the case of contaminated sediments
- *Noise generation:* Dredging equipment is often quite noisy. Where dredging is taking place in populated areas or nearby a nature reserve this can cause disturbance. The effect diminishes considerably as the distance between the equipment and the potentially affected site increases.
- *Normal output rate:* The output of the dredger has a significant bearing on the operator's ability to complete the work within the pre-set time limits. Note also that, for most types of dredger, operational costs increase if the output rate decreases.
- *Effect on seabed or riverbed ecosystem:* The removal of natural material from the sea or riverbed and the placing of material onto the sea- or riverbed will locally destroy an established ecosystem. Rare or ecologically sensitive systems are most important.

The influence of each of these criteria depends greatly on the nature of each particular project. It is the task of the project sponsor to identify the importance of each characteristic.

They are of particular importance in the context of remedial dredging. However, each parameter also helps in one way or another to identify, and eventually reduce, the potential environmental effects of more traditional dredging projects.

In cases where the dredging process is adapted or special equipment developed in order to reduce the environmental effects of a certain type of dredger, the criteria defined above can also be helpful in evaluating the environmental efficiency.

Chapter 2

Phases of a Dredging Project

The characteristics of the dredging cycle change considerably from one project to another. However, it is possible to identify a number of different phases that are common to almost any dredging project regardless of the type of equipment used for its execution. These phases are:

- dislodging of the in-situ material;
- raising of the dredged material to the surface;
- horizontal transport; and
- placement or further treatment.

In the following section the different phases are discussed briefly, with emphasis on the environmental effects which can result during each of them.

Dislodging of the material

The first phase of a dredging cycle is dislodging of the in-situ material. This is essential as it is impossible to remove the whole volume en masse. This excavation process can be relatively easy in the case of soft sediments, but sometimes, where the removal of hard rock is concerned, it can be very difficult.

Dislodging is generally carried out by a cutting device such as cutter head, draghead or the cutting edge of a bucket. The most significant environmental effects occurring during the disintegration process are:

- *Increase of suspended sediments:* During the dislodging process the cohesion of the in-situ material is broken and part of the material can be brought into suspension by the rotating or straight cutting movement. The quantity of material brought into suspension depends on the energy applied to excavation and the way in which the material is raised to the water surface.
- *Mixing of soil layers:* When using equipment designed to cut thick layers (combined horizontal and vertical cutting movement), it is difficult to avoid mixing different layers. When equipment with a horizontal cutting movement (trailing dredger, sweep dredger, environmental auger dredger, disc bottom dredger) is used, layer thickness can be controlled more precisely.
- *Dilution (in case of hydraulic dredging):* To facilitate transport of the dislodged material, water is mixed with the material during the cutting and suction process. The ratio of soil to water varies from one

type of dredger to another. This variable is also influenced when the thickness of the layer to be removed is small compared with the minimum cutting layer thickness of the dredger.

The selection of suitable dredging equipment for a project is clearly one of the key factors in reducing the effects on some of those critical environmental criteria listed at the end of Chapter 1.

Raising the material

During the second phase of a dredging cycle, the dislodged material is raised towards the water surface. This can be done either mechanically or hydraulically. Using the mechanical alternative, the material is raised in a bucket (backhoe, dipper or bucket line dredgers). In the second case, hydraulic dredgers (cutter suction, trailing suction hopper, disc bottom, auger and sweep dredgers) use a suction pipe. The dislodged material is sucked into the suction mouth by means of a centrifugal pump. The material is then further raised through the suction pipe towards the pump and from there through the discharge line to the deck of the dredger.

The main environmental risks during this raising phase are:

- *Release of suspended sediments:* In the case of mechanical raising in an open bucket, the dredged material is in direct contact with the surrounding water which can result in dilution and an increase in suspended sediment content of the surrounding water layers during the raising process.
- *Loose and mobile spill layers:* With hydraulic transport, potential problems are limited to the point at which the material enters the suction mouth. If the suction capacity is lower than the cutting capacity of the dredger, a residual spill layer of loose

material remains on the seabed. The same effect is observed when dislodged material falls slowly through the water column, arriving at the suction depth after the suction mouth has moved away.

- *Density of material:* Problems can be encountered with hydraulic transport as this method requires the addition of water to create a mixture density suitable for pumping. The co-ordination of cutting capacity and pumping capacity is critical. When the pumping capacity is too high, the density of the mixture in the suction pipe becomes too low. This causes dewatering problems during the disposal or further treatment stage, which is even more of concern in the case of contaminated sediments.
- *Overflow during loading of hopper or barges:* The overflow of excess water inevitably brings sediment into the surrounding waters. This effect is greater when hydraulically loading as compared with mechanical dredging. Prohibition of overflow when dredging soft sediments will effectively prevent loss of sediment into the water column. This is especially important when contaminated sediments are being dredged.

Clearly, the proper selection of dredging equipment and the way it is used influences the environmental effects of this phase of a project.

Horizontal transport of the material

The third phase of the dredging cycle is the horizontal transport of the excavated and raised material from the dredging area to the site for further treatment or final relocation. This can be achieved mainly by one of three methods:

- hydraulic pipeline transport;
- transport by hopper dredgers; or
- transport by barges.

Each method is linked primarily to a certain type of dredger. Barge transport is generally selected for mechanical excavation, while pipeline transport is used mainly with hydraulic dredgers. Of course, other types of transport, such as truck or conveyor belt transport, exist but to date their application in the dredging industry has been limited. In the future these alternative transport techniques should be considered as possibilities, especially for remedial dredging projects.

Options for placement of dredged material

- Reclamation of a site • Beach nourishment
- Wetland creation • Relocation on land
- Relocation in a pit • Relocation at sea (underwater) • Relocation to an isolated site

The environmental effects of the horizontal transport phase can be summarised as follows:

- *Safety:* Using open barge transport, the crew may well come into direct contact with the dredged material. This is no cause for concern in normal dredging projects, but in the case of contaminated material a health risk can arise.
- *Dilution:* Dilution occurs mainly with the use of hydraulic dredgers where a maximum density is imposed to enable pipeline discharge with a centrifugal pump.
- *Spillage:* The main environmental risk here is the spread of material through leakage at pipeline joints or through spillage from barges during transport, especially in rough weather. Also leakage, mainly of fine material, through damaged or poorly closing bottom doors of hoppers and barges might occur. The impact of the transport process is slight compared with the other phases of the dredging cycle.
- *Noise and air pollution:* The potential effect on this variable is more significant in the case of barge transport compared with pipeline transport. However, should truck transport be used, the effects are greater.

Placement of the material

The final phase of a dredging project is the relocation of the excavated material to its final destination or to an intermediate site for further treatment. There are numerous options at this phase:

- reclamation of a site;
- beach nourishment;
- wetland creation;
- relocation on land;
- relocation in a pit;
- relocation at sea (underwater); and
- relocation to an isolated site.

For a detailed discussion on this subject, see Guide 5 in this series which is devoted to this topic. However, some preliminary information on the physical effects of the relocation process is mentioned below, and some special low-impact disposal equipment is discussed in Chapter 5 of this guide.

The following effects of relocation can be noted:

- *Occupation of space and surfaces:* The major effect, especially for relocation on land, is the occupation of the ground and the alteration of the natural habitat at that location. The same occurs with underwater relocation, although the effect is less visible.
- *Dispersion of the deposited material:* At underwater relocation sites, depending on the water depth, the effects of natural wave and current conditions can result in the dispersion of the fine-grained material into the surroundings during or after relocation. At land-based relocation sites, erosion and dispersion by wind or by rain run-off can occur after the relocated materials have dried. Also fine sediment can be re-dispersed by poorly decanted effluent from placement sites or settlement ponds.
- *Noise and air pollution:* The placement action, especially when the relocation site has to be formed with trucks and other

earth-moving equipment, can generate noise and air pollution problems.

- *Groundwater quality:* If the selection of the relocation site is incorrect and the design or construction of protective measures (liners and such like) is poor, the groundwater can be affected by leakage.

Chapter 3

Dredging Equipment

In this chapter the different types of dredging equipment are briefly described, with special emphasis on those characteristics that influence environmental effects as defined by the criteria given at the end of Chapter 1. A more detailed description of the different types of dredging equipment can be found in Bray, Bates and Land (1997) or in other textbooks on dredging equipment.

At the end of this chapter, new technical developments introduced to avoid or mitigate the negative environmental effects of different types of dredging equipment are reviewed. In Chapter 4, new types of dredgers, especially developed for low-impact projects, are discussed. Of course other equipment exists which is not included in this guide, but in general such equipment is not frequently used in the dredging industry.

Hydraulic dredgers

Hydraulic dredgers include all dredging equipment, which makes use of centrifugal pumps for (a part of), the transport process (raising or horizontal transport). Generally speaking, three main groups of hydraulic dredgers can be identified: Stationary Suction Dredgers (SD), Cutter Suction Dredgers (CSD) and Trailing Suction Hopper Dredgers (TSHD).

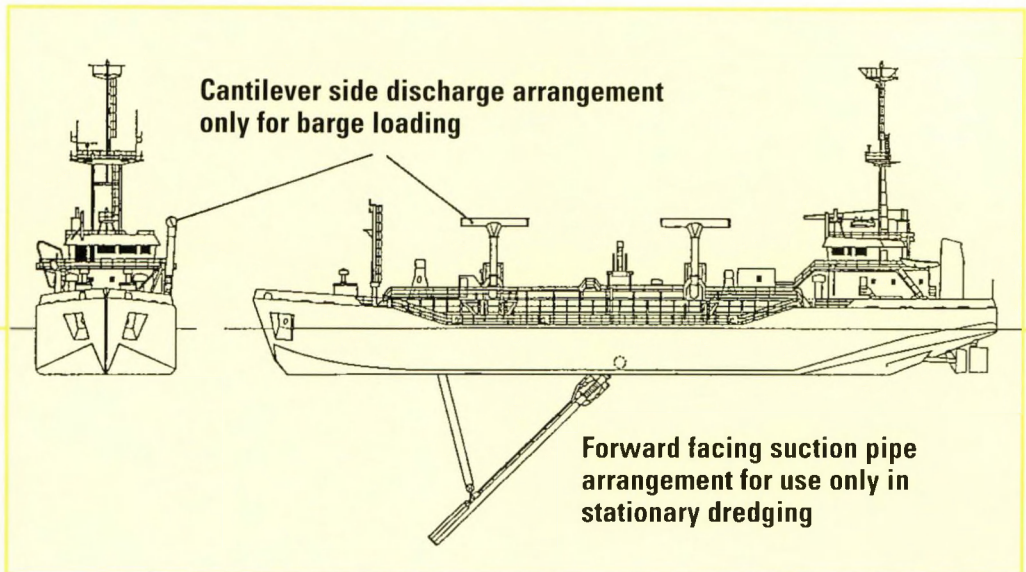
Suction dredger (SD)

The Suction Dredger is the most simple form of hydraulic dredger. From the floating pontoon the suction pipe is lowered into the bottom and by mere suction action of the dredge pump, often mounted on the suction ladder, bottom material is sucked up (Figure 1). Only relatively loosely packed, granular material or silt can be dredged with this equipment. The application of water jets near the suction inlet improves excavation capacities. After raising the material through the suction pipe the material is either hydraulically discharged through a floating pipeline to the shore, but more often loaded into barges.

Regarding the environmental effects of the SD, the following can be mentioned:

- *Safety of the crew:* The transport process occurs within a completely closed circuit. The crew has no direct contact with the material.

Figure 1. A stationary suction hopper dredger, with barge loading side discharge booms.



Consequently, their safety is guaranteed to a large extent, except when a blockage in the suction mouth or pump has to be removed.

- **Accuracy of the excavated profile:** Owing to the relatively uncontrolled production process by suction, normally an irregular pattern of pits is created. Accurate dredging is not possible. Only when the suction entrance is modified with a so-called "dustpan" suction head (a wide head with a low opening for thin layer dredging) can better precision be obtained, in the order of 10 to 20 cm.
- **Increase of suspended sediments:** Depending on the difference between jet flow and suction flow the SD has in principle a low tendency to resuspend sediments. During vertical and horizontal transport, increases in suspended sediments do not occur because the pipeline is closed.
- **Mixing of soil layers:** As for an effective use of the SD, the feed of material to the

suction mouth has to flow or fall from a high bench. The SD is less suitable for selective dredging, unless equipped with a dustpan head.

- **Creation of loose spill layers:** The production process of a SD is based on a free, relatively uncontrolled flow of material to the suction mouth. Consequently considerable spill is to be expected
- **Dilution:** Owing to the hydraulic character of the transport, water is added to the soil for transportation purposes. Depending upon the soil type and the attainable layer thickness, the amount of added water varies significantly.
- **Noise generation:** As only pump(s) and winches are to be powered for a quite constant process, a SD has relatively quiet engines. Noise disturbance is low, when engines are properly maintained.
- **Output rate:** SD output rates vary widely from 50 to 5000 m³/hr depending upon the size of the SD and the soil characteristics.

As transport is done mainly by barges the output of the dredger is also affected by the number and size of the barges, and the efficiency of the barge transportation process.

Cutter suction dredger (CSD)

The basic design of the CSD is shown in Figure 2. The CSD dislodges the material with a rotating cutter equipped with cutting teeth. The loosened material is sucked into the suction mouth located in the cutter head by means of a centrifugal pump installed on the pontoon or ladder of the dredger. Further transport of the material to the relocation site is achieved by hydraulic transport through a discharge pipeline (partly floating, partly land based). Occasionally the material can be pumped into transport barges for further transport.

Regarding the environmental effects of the CSD, the following can be mentioned:

- *Safety of the crew:* As with the SD, the transport process occurs within a completely closed circuit. The crew has no direct contact with the material. Consequently, their safety is guaranteed to a large extent, except when a blockage in the cutter or pump has to be removed.
- *Accuracy of the excavated profile:* Good accuracy can be obtained because the movement of the dredging head is controlled from a fixed point (the working spud). Accuracies down to 10 cm are feasible, although at full productivity the accuracy level is approx. 25 cm.
- *Increase of suspended sediments:* Owing to the rotating cutter there is a potential risk of creating additional suspended sediments at the dredging site. The swing speed of the ladder and the rotating speed of the cutter are significant variables in this respect. For environmentally sensitive projects, careful selection of these values is important in order to reduce these effects.

Cutter suction dredger

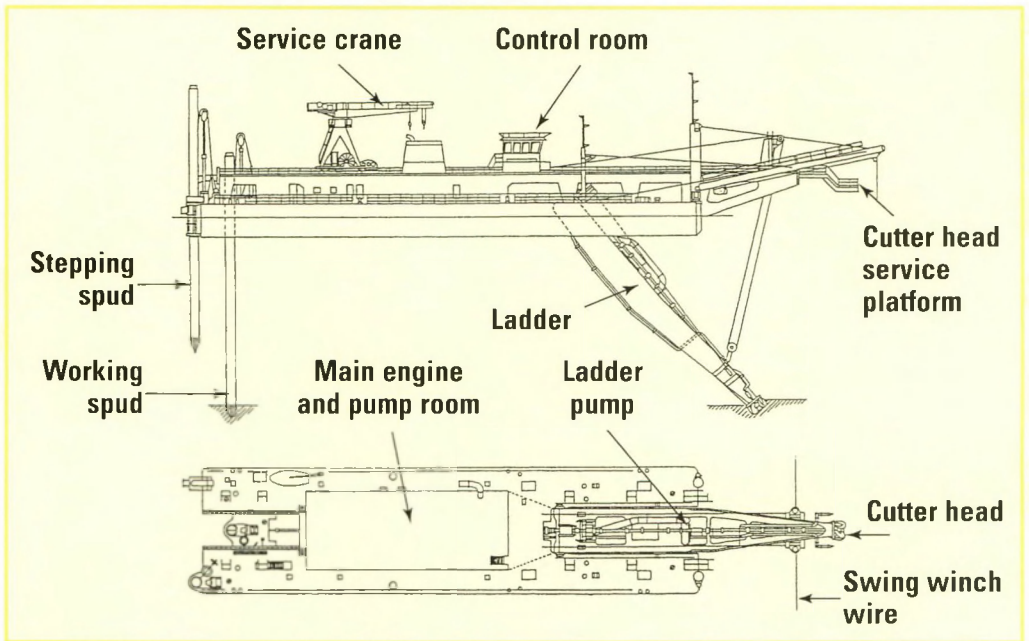
The CSD is used mainly for capital dredging in harder soils, which have to be removed in thick layers. The transport distance to the relocation or reclamation site should preferably be limited (max. 5 to 10 km) to allow for pipeline transport. In the case of environmentally sensitive projects, the dredging process must be controlled very carefully. The rotation speed of the cutter and the swing speed of the ladder are significant variables in this respect.

During vertical and horizontal transport, increases in suspended sediments do not occur because the pipeline is closed.

- *Mixing of soil layers:* For optimal use of the CSD the complete height of the cutter should be utilised for cutting purposes. This means that the minimum layer thickness (1 to 3 m, depending on the size of the cutter head) is often greater than the layer thickness which needs to be removed, especially in the case of selective dredging.
- *Creation of loose spill layers:* Most CSDs do not have an optimal combination of cutting capacity and suction capacity for all types of soil. In general the cutting capacity is over-dimensioned for softer soils; typically, therefore, a spill layer (0.25 to 1 m) remains on the seabed after dredging if no special precautions are taken. An additional pass at the same dredging depth can remove this spill layer.



**Figure 2A. Close-up of a cutter head (right).
Figure 2B. Main features of a cutter suction dredger (below).**



- *Dilution:* Owing to the hydraulic character of the transport, water is added to the soil for transportation purposes. Depending upon the soil type and the attainable layer thickness, the amount of added water varies significantly.
- *Noise generation:* Generally the CSD has a powerful engine, which generates a high level of noise. Given that the CSD is a stationary vessel, which often works in populated areas, the dredger can be a continuous source of significant noise levels, reaching 100 to 115 dB in the immediate vicinity of the dredger. This noise level diminishes to acceptable levels (50-70 dB) a few hundred metres from the dredging site. Precautions, such as low-noise engines, noise tempering covers and procedures to keep the engine room closed under any circumstance, are possible but are not implemented on a routine basis.
- *Output rate:* CSD output rates vary widely from 50 to 5000 m³/hr depending upon the size of the CSD and the soil characteristics. The challenge is to select the best size for a particular project. For a given soil type the cost per cubic metre of the dredging operation with a CSD generally decreases with an increase in the size of the dredger.

Trailing suction hopper dredger (TSHD)

The basic design of the TSHD is given in Figure 3. The TSHD is a normal sea-going ship equipped with a suction ladder. At the end of the suction ladder is a draghead, which can be lowered onto the seabed while the TSHD navigates at a reduced speed. During the forward movement of the TSHD, the draghead agitates a thin layer of the seabed. The loosened material, together with some transport water, is sucked into the suction pipe by means of a centrifugal pump, which is installed in the vessel's hull.

The material is pumped into the ship's hopper until it is completely filled. Then the suction

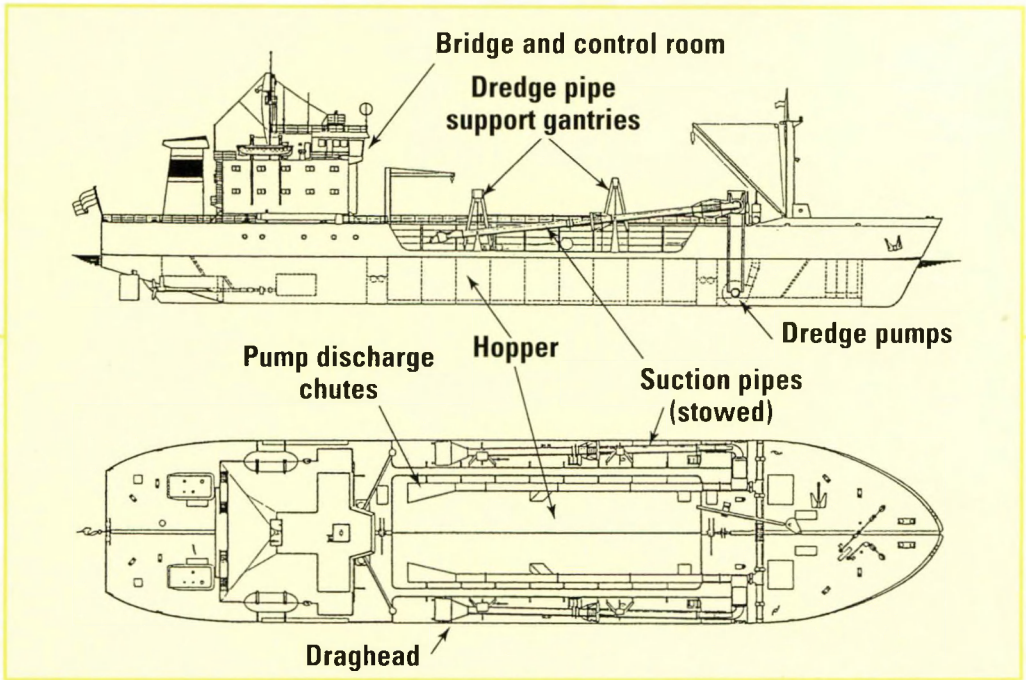
pipe with draghead is retrieved on board the ship. It is also possible to continue loading even though the hopper is filled with a mixture of water and sand. During this loading phase, excess water flows overboard together with some of the finer material, while the coarser (sand) fraction accumulates in the hopper, thereby increasing the quantity of sediment effectively loaded into the hopper during the dredging process. This overflowing process is critically important when assessing environmental effects: there has to be a balance between the increase in cost, which usually results if the overflow is restricted, and the increase in environmental effect if it is not.

Horizontal transport is achieved by navigating the ship to the relocation site, which is often an underwater site. At this underwater relocation site, the bottom doors in the TSHD's hopper are opened and the sediment falls to the seabed. As an alternative to such direct disposal, many TSHDs are equipped with a system to use the suction pump to empty the hopper by pumping the material through a pipeline to a relocation site on land.

Regarding the environmental effects of the TSHD, the following can be mentioned:

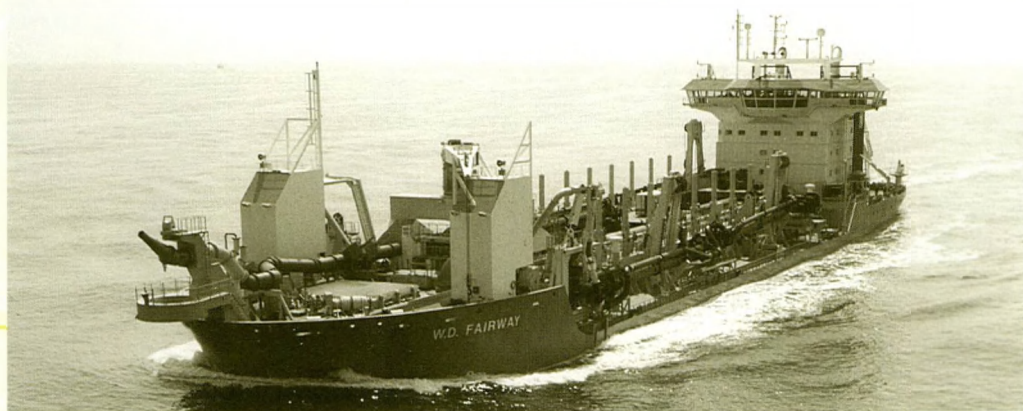
- *Safety of the crew:* Once the dredged material is pumped into the hopper, the crew may come into contact with it. In the exceptional case of high methane gas content in the dredged material, often arising from port maintenance dredging, the health of the crew can be in increased jeopardy.
- *Accuracy:* The accuracy of the dredging depth is low compared with the CSD, owing to the fact that the position of the suction pipe is flexible and more difficult to control. A vertical accuracy of approx. 15 to 25 cm can be obtained provided sophisticated monitoring and steering equipment is used. Normal accuracy is around 0.5 to 1 m vertically and 3 to 10 m horizontally.

Figure 3A. Main features of a trailing suction hopper dredger.



- Increase of suspended sediments:** The actual cutting process creates less suspended sediments compared with a CSD as there is no rotating device in the draghead. However, when loading continues with an overflow of the excess water and losses of fines, this causes a significant increase of suspended sediments throughout the water column at the dredging site. In the case of environmentally sensitive projects, such overflow can be limited or even prevented by stopping the dredging process earlier. This results in smaller loads in the hopper and higher dredging costs.
- Mixing of soil layers:** The cutting process is strictly horizontal. As such, the mixing of soil layers can be controlled accurately. However, taking into account the lower accuracy level compared with the CSD, the TSHD is not suited to the removal of thin layers of (contaminated) material.
- Creation of loose spill layers:** Because the cutting process is basically a scratching action, only limited amounts of soil are loosened. Consequently, most of the material is picked up by the suction process without leaving a residual spill layer. Larger spill layers can be generated by the settlement of large quantities of overflowing fine-grained material.
- Dilution:** Significant amounts of water are added during the suction process. With modern monitoring and control equipment, this amount can be limited. Where the pump-ashore facility is used, an additional volume of water is mixed with the dredged material during pipeline transport.
- Noise generation:** The TSHD is equipped with powerful engines generating significant noise levels. Sound levels of 100-110 dB in the immediate vicinity of the dredger can be expected. The noise level is reduced to acceptable levels (50-70 dB) at a distance of

Figure 3B. One of the largest trailers in the world, the WD Fairway.



Trailing suction hopper dredger

The TSHD is used mainly for maintenance dredging projects or for deepening existing channels. During such projects a limited thickness of softer material has to be removed, and relocation sites are at variable distances. This type of dredger is also used for winning good quality sand far out at sea for reclamation projects such as beach nourishment or the creation of artificial islands. Selection of the optimal duration of the suction process and limiting overflow losses during dredging are the major factors when trying to control the environmental effects of this type of equipment. For example, stopping the dredging process at an early stage will reduce the overflow of fine material

from the hopper. However, this results in higher dredging costs per cubic metre of dredged material. To find an optimal solution, ecological and economic consequences should be evaluated together.

In Hong Kong a small TSHD was used, dredging soft contaminated sediment, acting as a suction dredger with underwater pump on the ladder and loading into her split hopper. It was found that this dredger in this mode was able to dredge contaminated sediment at high density with essentially no dispersion during dredging and little loss during placing into a disposal pit because of the split hopper, providing an environmentally friendly solution.

a few hundred metres. The machine room of the TSHD is often further away from the control room and slightly better insulated. Furthermore, the TSHD is generally at work in more distant areas; as such, noise generation is less critical.

- **Output rate:** Output rates vary widely, ranging from 200 to 10,000 m³/hr depending on the size of the TSHD, the soil characteristics and the transport distance. For practically any type of project a suitable size of TSHD might be selected, as long as navigation is possible. The cost of a dredging project using a TSHD generally decreases with an increase in the size of the TSHD.

Mechanical dredgers

The second category of dredger is the mechanical type. This includes all plant, which makes use of mechanical excavation equipment for cutting and raising material. Generally speaking, three sub-groups can be identified: bucket line dredgers (BLD), backhoe dredgers (BHD) and grab dredgers (GD).

Bucket ladder dredger (BLD)

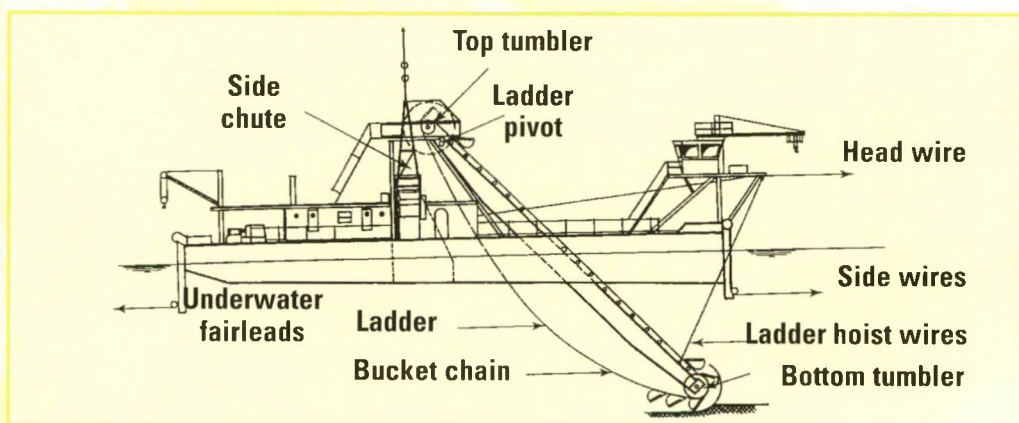
The basic design and principal components of the BLD are given in Figure 4. First employed

in Europe, the BLD is the most traditional type of dredger. It consists of a large pontoon with a central well in which a ladder, equipped with an endless chain of buckets, is mounted. During dredging, the endless chain rotates along the ladder. The lowest bucket digs into the bed material and the cut material falls into the bucket. It is then carried upwards as the bucket chain rotates. At the upper end of the ladder, the bucket turns upside-down and the soil falls into a chute which guides the material into a barge for further transport.

As far as the environmental effect of the BLD is concerned, the following can be mentioned:

- **Safety of the crew:** The possibility of crew members coming into contact with excavated material is high compared with both the CSD and the TSHD. This danger exists throughout the whole process: when the material is being raised in open buckets, loaded into barges, and transported in open barges.
- **Accuracy:** The precision of the BLD is good because the cutting edge of the successive buckets passes at the same depth as long as the ladder remains in the same position. Accuracy to within 10 cm can be obtained.

Figure 4A. Main features of a bucket ladder dredger, the most traditional type of dredger.



The BLD is, therefore, often used for dredging projects where precision is vital, such as the final cutting or cleaning of trenches.

- **Increase of suspended sediments:** Some additional suspended sediments are released during the raising of the material in open buckets as they move at a relatively high speed through the water. During this raising movement some spillage can occur throughout the complete height of the water column. This effect can be limited by reducing the speed of the bucket line. However, this adversely affects output.
- **Mixing of soil layers:** The BLD can easily cut relatively thin layers; consequently the mixing of different soil layers can be avoided. However, a minimal thickness is necessary for full productivity, otherwise the buckets become partially filled with water.
- **Creation of loose spill layers:** The cutting face of the BLD is the edge of each bucket. Almost all the soil loosened by the bucket is carried away by the rotating bucket chain leaving a clean surface. A minor risk of a spill layer remains if there is excessive spillage while the material is being raised.
- **Dilution:** As the material is raised mechanically, there is no need for transport water. Only when the buckets are not

Bucket ladder dredger

The BLD is used mainly for accurate dredging such as for tunnel or pipeline trenches. However, taking into account the high density of the excavated material, the BLD is well suited to the excavation of fine-grained material when the addition of transport water can cause problems and if good geotechnical characteristics are required at the relocation site. The raising of the material in open buckets and the contact with the water column during this phase of dredging are drawbacks to using the BLD for remedial dredging projects.

Figure 4B. A bucket ladder dredger at work.



completely filled with soil, does the remaining space fill with water during the vertical movement of the bucket chain. These small quantities of water fall with the soil into the transport barges. The quantity of added water is nevertheless much less in comparison with hydraulic dredgers. When the relocation site is on land, the transport barges will be emptied using a barge-unloading dredger. In this case, water is purposefully added to the barge for suction and hydraulic transport.

- **Noise generation:** Owing to the mechanical movement of large steel buckets over a steel framework, the BLD is the worst type of equipment with respect to noise. Taking into account the open character of the bucket line it is very difficult to implement mitigative measures. However, for smaller BLDs some trials have been carried out in which new types of material (instead of steel) have been used for the most critical parts. Noise levels of up to 115 dB can be expected in the immediate vicinity of the dredger. This decreases to acceptable levels (50-70 dB) at a distance of a few hundred metres.
- **Output rate:** The output rate of the BLD is considerably lower than the CSD and the TSHD. Output ranges of 50 to 1,500 m³/hr can be achieved.

Backhoe dredger (BHD)

The basic design and principal components of a BHD are given in Figure 5. The BHD is basically a conventional hydraulic excavator, mounted on a pontoon equipped with a spud carriage system. The bed material is excavated by the crane's bucket, which is then raised above water by the movement of the crane arm. The material is placed in a transport barge.

Horizontal transport to the relocation site is generally carried out by transport barges. The material is either deposited through the bottom doors of the transport barge, pumped

Backhoe dredger

The BHD is mainly used for the execution of relatively smaller dredging projects in harder soils as the mechanical cutting forces, which can be applied, are considerable. Until recently this type of dredger was seldom used for environmentally sensitive projects because it lacks precision and dredged materials are raised in an open bucket.

Recent developments in sophisticated monitoring and control equipment have improved accuracy considerably, making this type of dredger attractive for more precise dredging projects in areas where debris is expected or where physical constraints prevent the use of more traditional equipment.

ashore using a barge-unloading dredger, or mechanically unloaded by a grab or hydraulic excavator.

Regarding the environmental effect of the backhoe dredger, the following can be mentioned:

- **Safety of the crew:** The risks encountered with a BHD are similar to those of a BLD in that the material is raised mechanically through the water column and the onward transport by barge is also identical.
- **Accuracy:** The accuracy of the BHD is much lower than that of the BLD because the

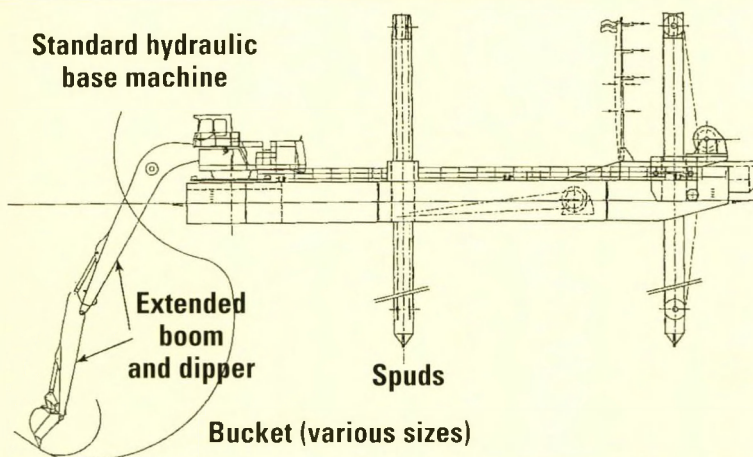


Figure 5A. Main features of a backhoe dredger (above). Figure 5B. A backhoe at work (left).

excavating bucket has to be repositioned at every cycle. Without sophisticated monitoring equipment, an accurate dredging depth is impossible. However, such monitoring systems exist and are now implemented on a routine basis for larger BHDs. Accuracy down to 10 cm is attainable, albeit with reduced productivity.

- *Increase of suspended sediments:* The problem here is similar to that of the BLD. An additional problem with the BHD is the position of its bucket while being raised; the operator must give full attention to keeping the bucket in an optimal horizontal

position in order to prevent spillage.

- *Mixing of soil layers:* Thin layers can be excavated provided a good monitoring and control system is available.
- *Creation of loose spill layers:* For the same reasons cited for the BLD, the BHD does not leave a spill layer.
- *Dilution:* Once again, the BHD is similar to the BLD. Where there is hydraulic unloading of the transport barges, there is a need for transport water.
- *Output rate:* The output rates of the BHD are limited; up to 500 m³/hr is achievable with the largest BHD.

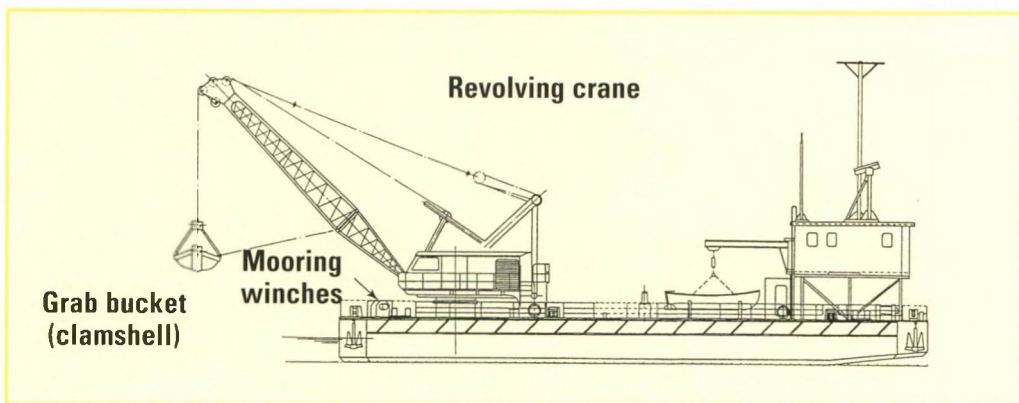


Figure 6A.
Main features of a
pontoon-mounted
grab dredger
(above).

Figure 6B.
The largest
clamshell used
in dredging,
the Chicago
(right).



Grab dredger (GD)

The basic design and principal components of the GD are given in Figure 6. The GD is basically a conventional cable crane mounted on a pontoon. The bed material is excavated by the bucket of the crane and raised by the hoisting movement of the cable. Once above water the crane arm swings and the material is dumped into a transport barge. Horizontal transport is undertaken by transport barges.

At the relocation site the material is either discharged through the bottom doors or split hull of the transport barge or pumped ashore by means of a barge-unloading dredger.

Regarding the environmental effects of the grab dredger, the following can be mentioned:

- *Safety of the crew:* The risks with a GD are similar to those with a BLD since the material is raised mechanically through the water column and onward transport (by barge) is also identical.
- *Accuracy:* The accuracy of the GD is limited because the excavating bucket has to be repositioned at every cycle. Without sophisticated monitoring equipment, precise positioning is impossible. Monitoring systems and special-purpose grabs allow vertical accuracies of around 0.35 to 0.50 m.

Grab dredger

The GD is mainly used for the execution of relatively small dredging projects. Recent developments in sophisticated monitoring and control equipment and new types of buckets have improved the accuracy of this dredger considerably. This has made it also attractive for more precise dredging projects in areas where debris is expected or which are inaccessible to more traditional equipment. Furthermore, closed grabs, which prevent direct contact between the excavated material and the water during the raising movement, are available.

Horizontal accuracy is poor, especially in deep waters and in water currents where a pendulum effect occurs.

- *Increase of suspended sediments:* The problem here is similar to that of the BHD. Closed grabs, although not often used, can effectively reduce generation of suspended sediment during raising of the grab.
- *Mixing of soil layers:* With a traditional GD it is very difficult to achieve a horizontal cut as the excavation depth of each cycle cannot be kept under control. Therefore, mixing different layers cannot be avoided. Recently, new bucket types and monitoring and control systems have been developed

with improved characteristics in this respect.

- *Creation of loose spill layers:* Because the GD uses a mechanical cutting process to scrape the material from the bed, no spill layer is left.
- *Dilution:* The situation here is again similar to that with the BHD. Where hydraulic unloading of the transport barges takes place, there is a need for transport water.
- *Output rate:* The output rates of the GD are limited, heavily depending on the water depth at the dredging location. However, there are a few huge grab dredgers with considerably higher output rates (1000-2000 m³/hr).

Agitation dredging

With agitation dredging there is no need to raise the dredged material to the water surface before horizontal transport takes place.

Horizontal transport is achieved by natural forces in a less controlled manner compared with other dredging methods described above. In this group there are two main types of dredger specifically designed for this: the water injection dredgers (WID) and the underwater ploughs (UWP). The environmental desirability or acceptance of agitation dredging should always be considered during the planning stage of a dredging project, so that appropriate contractual conditions can be included to control it.

Water injection dredger (WID)

The basic design and principal components of the WID are given in Figure 7. The WID injects large quantities of water into the upper layers of the bed material. As a consequence, the density of these upper layer decreases and the top level rises slightly. Because of the decreased density and the higher top level, the material starts flowing naturally until a new equilibrium is reached. In the case of (even small) gradients at the dredging site

the transport distance can be significant. The material settles again at an adjacent site of lower elevation.

The following environmental effects can be mentioned:

- *Safety of the crew:* The transport process occurs almost exclusively at the riverbed. Therefore, contact between the crew and the material to be dredged is almost non-existent. Only when the water injection

device is raised to the water surface is contact possible.

- *Accuracy:* The accuracy of a WID is low as it is very difficult to control effectively the penetration depth of the injected water, which depends largely on the characteristics of the material to be dredged. Selective or precise dredging is thus impossible with this equipment.
- *Increase of suspended sediments:* During the injection process a cloud of suspended

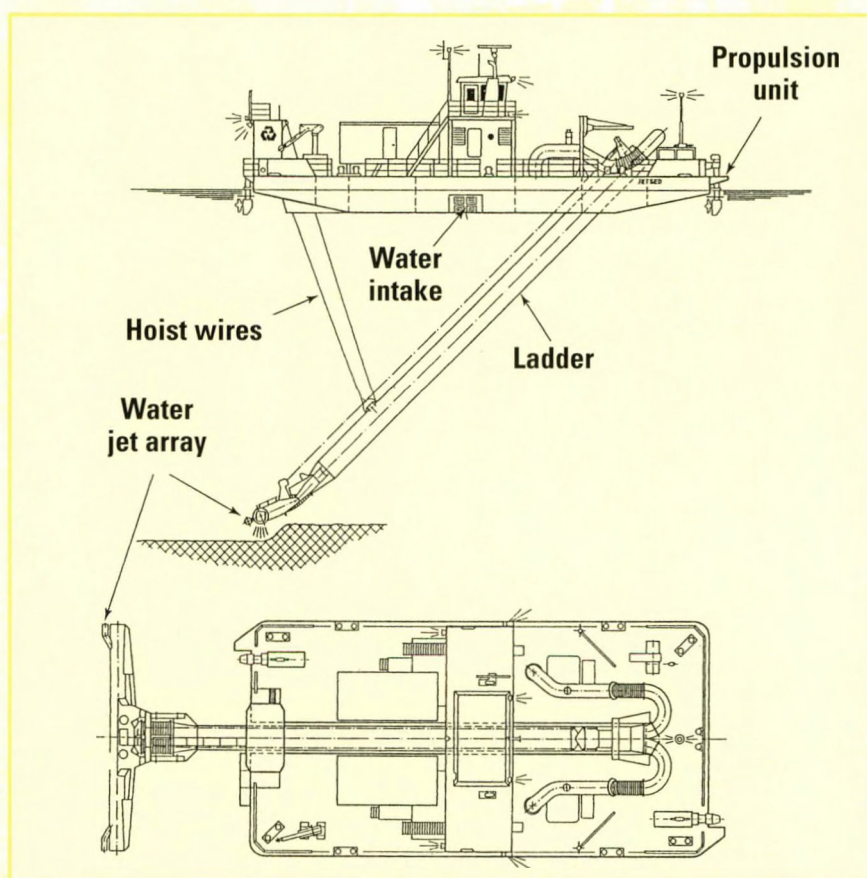


Figure 7A. The water injection system (above). Figure 7B. WID Jetsed with artist's exploded underwater view (right).

material is created at the dredging site. However, most of the material remains close to the riverbed and is therefore less subject to spreading over the full water column.

- *Mixing of soil layers:* This obviously occurs during the injection process, which is difficult to control effectively especially in case of softer soil layers.

Water injection dredger

The WID cannot be used for environmentally sensitive projects, because the material is not physically removed from the environment; it is merely shifted to another location in a rather uncontrolled, less predictable way. However, for projects in less sensitive areas the WID has significant potential advantages.

- *Creation of loose spill layers:* The actual dredging process involves the creation of a loose layer that moves under natural hydrodynamic forces.
- *Dilution:* Dilution is inherent to the WID process.
- *Output rate:* The output rates of the WID are limited. However, under favourable natural conditions (sloped surfaces and loose natural soil layers) production levels of up to 1000 m³/hr. can be reached.



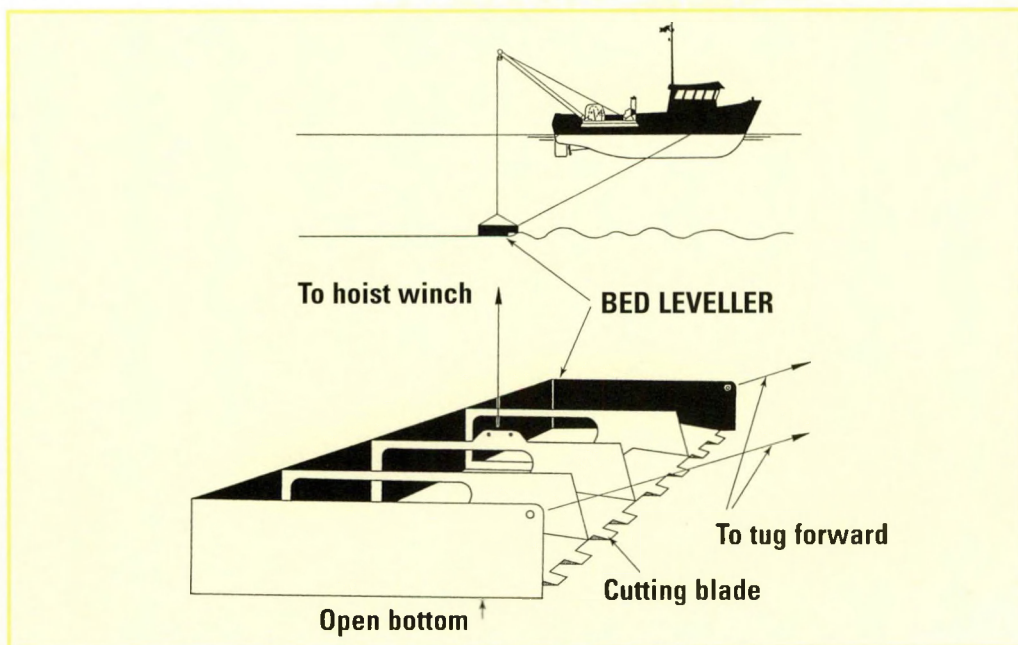
Underwater plough (UWP)

The basic design and principal components of an underwater plough are given in Figure 8. The UWP can be described as a huge frame that is pulled over the riverbed by a tugboat. The frame is equipped with a cutting blade that scrapes over the riverbed cutting the bottom layers. The cut material remains in front of the cutting blade and is pushed forward until the volume in front of the blade is full. At that moment the transport process is either stopped or the material falls off the blade and goes partially into suspension.

The following environmental effects can be mentioned:

- *Safety of the crew:* The transport process takes place almost exclusively at the bed. Therefore contact between the crew and the material to be dredged is almost non-existent. Only when the cutting blade is raised to the water surface is contact possible.
- *Accuracy:* The accuracy of UWP is low, as it is difficult to control effectively the penetration depth of the cutting blade in the bed. This depends largely on the characteristics of the material to be dredged. Some control is possible by careful handling of the frame's suspension wires or by using rigid arms.
- *Increase of suspended sediments:* During the cutting process a cloud of suspended material is created at the dredging site. However, most of the material remains close to the bed. In some cases the transport is artificially increased by the injection of air from the frame so as to improve the transport by natural water movement at the dredging site.
- *Mixing of soil layers:* Although the cutting is done gradually, it is difficult to control the actual cutting depth of the blade. Furthermore, selective dredging is not an option as differentiation between the transport and relocation site is almost impossible.

Figure 8. Main features of the underwater plough.



Underwater plough

The UWP is mainly used for maintenance dredging in tidal basins where significant quantities of natural sedimentation accumulate. The material is either pushed back into the main stream (e.g. the main channel alongside a basin) to reintroduce the material into the channel's natural transport process, or it is shifted from zones, where other dredging equipment has no

access, to areas where it can be removed further by regular dredging. Because it is impossible to control the transport and relocation process effectively, and because the material is not removed from the natural system, this dredging method is not suitable for environmentally sensitive projects. However, for other projects the technique can be an attractive alternative because of the low cost.

- *Creation of loose spill layers:* This phenomenon is limited in the dredging area. However, in the relocation area the cut material is left without further handling and, since it has been cut and moved, there will be a significant reduction in its consistency, making it easily erodable.
- *Dilution:* Dilution is not significant with a UWP, unless air injection is applied.
- *Output rate:* The output rates of the UWP depend mainly on the size of the cutting blades. The largest blades are now approx. 20 metres wide and up to 2 metres high. These UWP dredgers can reach high output rates (up to 2000 m³/hour).

New developments in dredging equipment

Besides the development of almost completely new equipment especially designed for remedial dredging (described further in Chapter 4 of this guide), a significant effort

has been put into the further development and optimisation of existing dredging equipment.

During the last decade, considerable change has taken place with respect to the constraints imposed on dredging activities, particularly in response to environmental considerations and limitations. This change has led to a technical and conceptual rethinking about dredging as a whole. It has also led to continuous adaptation of traditional dredging equipment to improve the plant's ability to cope with new constraints.

The main developments that have guided this adaptation of existing dredging equipment are:

- increase in dredging accuracy in order to decrease dredging tolerances and, as a consequence, decrease dredged volumes;
- decrease in the generation of suspended sediments at the dredging and relocation sites, in order to avoid problems arising

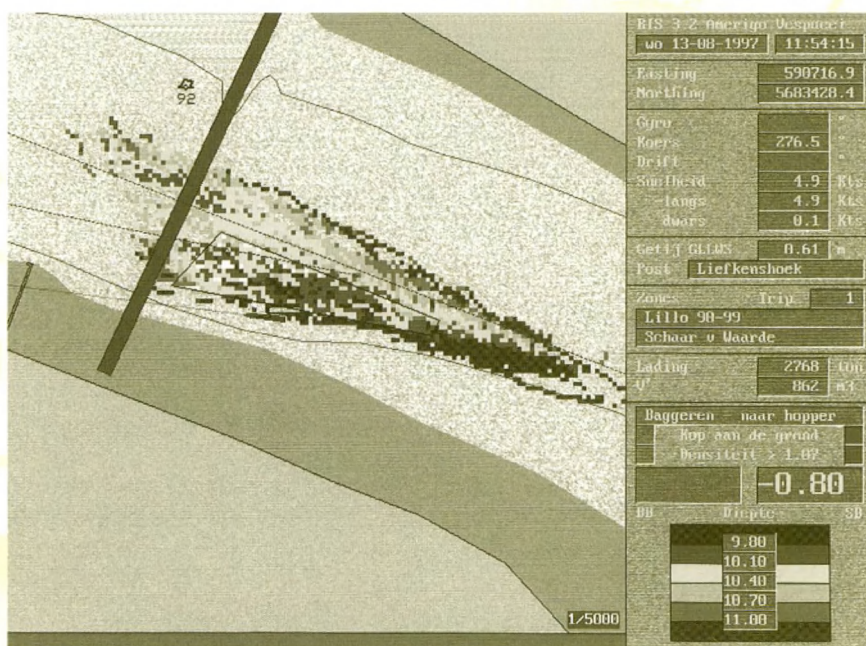
- from dredging slightly or heavily contaminated material;
 - improvement of monitoring and control possibilities on board dredgers in order to enable the crew to recognise and correct negative tendencies and effects at an early stage;
 - development of layer-by-layer excavation methods to permit selective dredging of layers with different contaminant contents and removal of surface layers;
 - reduction of the spill layer which is easily eroded; in the case of contaminated material this can prevent unacceptable dispersion problems;
 - increase in the density of the dredged material during transport (in the pipeline for hydraulic dredgers and in the barges for ship transport) to decrease the volume for further treatment and/or to reduce the time needed for full consolidation or ripening in onshore placement areas;
 - increase in automation over manual control, to guarantee a continuous process and to allow the crew to concentrate on the main controls, leaving the repetitive tasks to the automatic control system.
- These developments have led to a large number of new systems and equipment being installed on board different types of dredgers. Several of these improvements are described and discussed below, especially those, which are designed to reduce the environmental impact of dredging equipment.

Developments for all types of dredgers

Dredging Information Systems

During recent years there has been a spectacular improvement in the monitoring of dredging activities, both on board vessels using a continuous data logging system as well as in the office using Dredging Information Systems (Figure 9).

Figure 9. DIS system used on the Western Scheldt, Belgium.



These systems continuously register a large number of variables such as dredging depth, position, volumes, concentration, vacuum, pressure, swing speed, velocity, power consumption, and so on. The data are interpreted automatically and supplied to either a control and steering system that is virtually automatic, or, at least, to a real time feedback system for use by the work super-

Dredging Information Systems

The main result of the use of Dredging Information Systems is a tighter control of the dredging depth and quantities, which allows for a decrease in the tolerances for maintenance and capital dredging works. This diminishes the volumes to be dredged for a given dredging project and makes it feasible to remove (contaminated) material in a layer-by-layer approach.

visor and dredge master. The development of profile monitors, depth indicators, dynamic tracking systems and multi-page monitors are a few visible results of this trend.

Automatic control systems

The further development of information and monitoring systems has led to an increase in the use of automatic control systems on board dredgers. Clearly a computer is best for repetitive tasks within the dredging process. This allows the dredge master to concentrate on the creative side of the job, namely the further improvement and optimisation of the dredging cycle. An additional consequence of this development is the permanent need for accurate and precise measuring systems for all process variables. This has resulted in better quality of information being made available to the dredge master.

Improved feedback of the operational dredging parameters to the dredge master, or even the use of fully automatic control systems, results in a smoother dredging process in which higher densities can be achieved and less mixing with water for transport purposes is necessary.

Developments for hydraulic dredgers

Degassing system

A factor, which limits the density of the transport mixture pumped by centrifugal pumps, is the gas content of the bed material. Cavitation (imploding of the gas bubbles inside the dredge pump) can occur as a result of the rapid pressure increase in the sediment/water mixture with an excessive gas content (e.g. when silty beds with a high organic content have to be dredged). In order to overcome this limitation it is necessary to reduce the gas content of the material before the sediment/water mixture enters the suction pump.

In recent years significant progress has been made in this respect by various dredging contractors and specialised shipyards. The different systems developed aim to extract (a significant part of) the gas content just in front of the suction pump. This results in significant increases in density in the transport pipeline or in the TSHD's hopper. This in turn results in reduced relocation volumes.

Environmentally improved ("Green") TSHD

As far as the TSHD is concerned, one of its major environmental constraints is the suspended sediments generated by the overflow of excessive transport water with a high content of fines. One obvious way to overcome this problem is to stop the dredging action when the hopper is full. However, this results in a rather uneconomical dredging cycle. Therefore new technologies have been developed, such as:

- low-density trailers that have a relatively large hopper well, with better features for the settlement of dredged material in the hopper;
- controlled overflow to improve the retention capacity of the dredger;
- controlled overflow, using a special guidance system along the suction pipe, of the excess water to the lower water layers. This system directs the overflow water to the riverbed or seabed and reduces the addition of suspended sediment to the upper water layers. As such, the spread of suspended sediments into the surroundings can be reduced considerably;
- the reuse or recirculation of overflow water in the jets that are installed in the draghead of the dredger. This most recent development drastically reduces the excess water that is discharged freely overboard during a dredging cycle. Its major mitigating effect is a reduction of the dispersion of fines at the dredging site;
- the use of submerged pumps on the suction pipes of trailer suction dredgers, which permits a higher density of material to be dredged and which therefore reduces the need to overflow by achieving a higher hopper load. (See also Figure 10.)

Turtle deflecting device

Another specific development to reduce the environmental effect of dredging activities is the turtle deflection device, developed by the US Army Corps of Engineers. Mounted on a TSHD draghead, it is used to avoid the entrapment of sea turtles (an endangered species) through the suction pipe of a TSHD during maintenance dredging in Florida, USA.

A detailed description can be found in Nelson and Shafer (1996). This is a typical example of an engineering solution for a project-specific environmental problem arising during normal maintenance dredging activities.

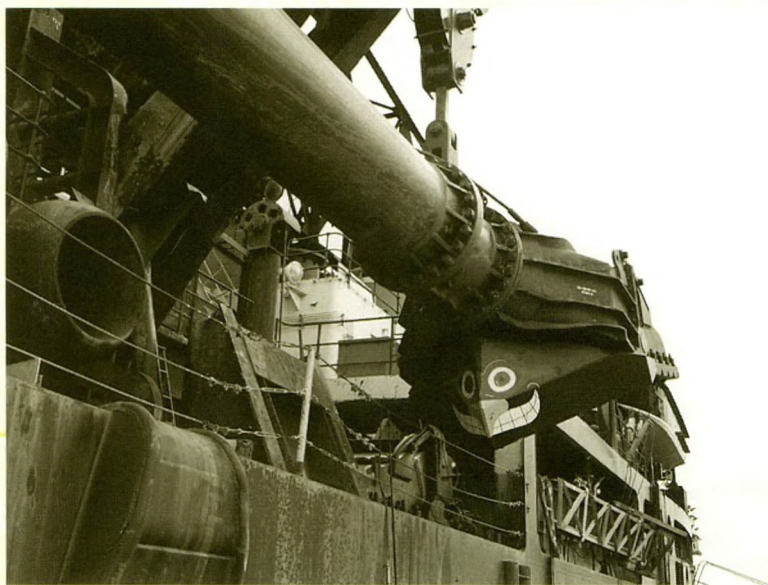


Figure 10. Turtle deflecting device.

Developments for mechanical dredgers

Monitoring and control systems

The most significant development to improve the accuracy of the mechanical dredging equipment, especially the BHD and the GD, is the continuous computer-based monitoring of the position of the bucket underwater.

Over the past 10 years or so, the traditional mechanical monitors have gradually been replaced by electronic monitors which give the dredge master accurate information (up to 5 cm) on the actual position of the cutting edge of the bucket. The more sophisticated systems memorise the dredging history, thus helping the dredge master to avoid dredging the same place unnecessarily (Figure 11).

For the GD additional control systems exist to pre-define automatically the excavation depth (cable length), in order to avoid differential depths from one cycle to another.

For the BLD systems have been developed to control automatically the movement of the dredging pontoon along a pre-defined curve. These devices allow the dredge master to improve the accuracy of this type of equipment.

Positioning systems

A major aid to dredging accuracy is the development of significantly more accurate positioning systems and the application of some of them to measure continuously, within centimetres, the actual cutting depth and position. This is achieved by using laser equipment or kinematic DGPS systems which are, for the most demanding cases, installed on the ladder or excavating arm of the dredger. As such, it is possible to measure instantaneously the movements of the cutting edge and to correct the position either automatically or manually.

Regarding environmental effects, these systems allow for much reduced tolerances.

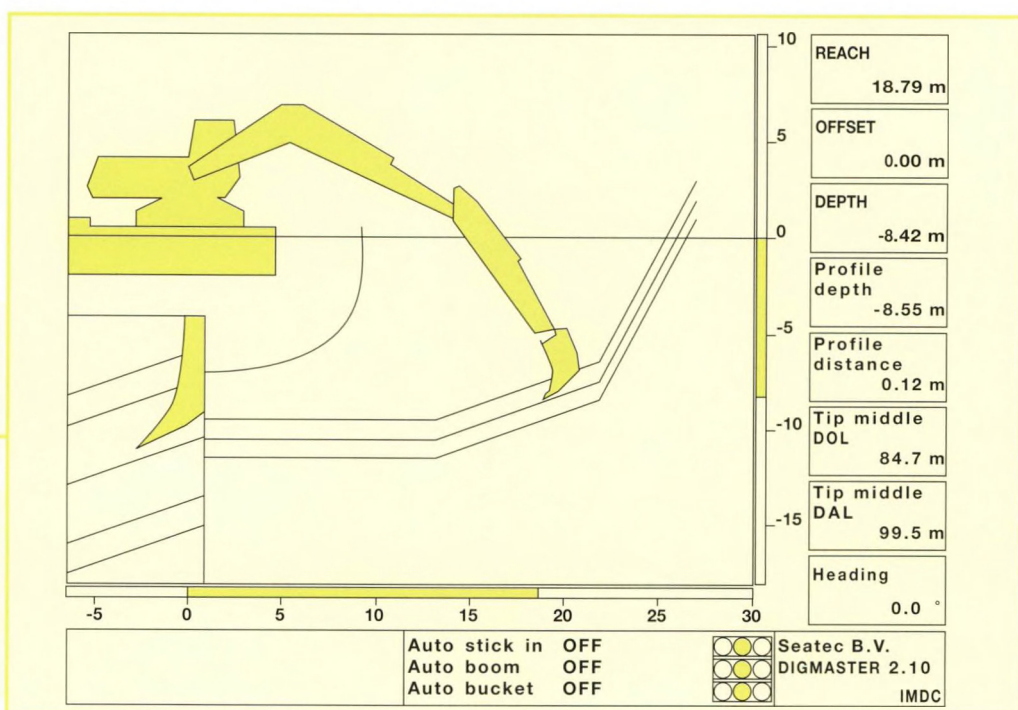


Figure 11. Screen of backhoe monitoring system.

As a consequence, mechanical dredgers can now be used for a new range of environmentally sensitive projects, which was previously not the case owing to unacceptable inaccuracies of the dredged profile. This has introduced the possibility of excavating contaminated material at almost in-situ densities, a basic characteristic of mechanical dredgers, without unacceptable over-dredging.

Special buckets

As far as grab dredgers are concerned, a new type of bucket has been developed to overcome the imprecision inaccuracy of the penetration depth at each cycle. The new buckets have a specially designed closing system, which keeps the cutting edges of the bucket at a constant depth (Figure 12).

This development allows for more precise dredging, thus reducing the volume of over-dredging necessary to remove a given volume of (contaminated) material. As a consequence, the volume to be stored or treated is also reduced.

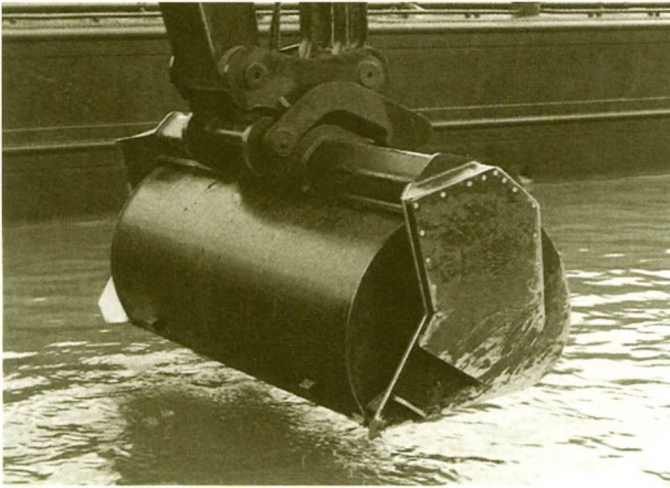
Another development is the closed bucket. Raising dredged material in an open bucket is a major source of suspended sediments. This is mitigated by use of a bucket, which, when shut, completely encloses the material picked up. Thus direct contact between the excavated sediments and the surrounding water is reduced to a minimum. This development opens up new possibilities for the removal of sediments, especially contaminated sediments.

Encapsulated bucket line

The major environmental constraint of the BLD is the use of open buckets while excavating and raising the material. The surrounding water comes into free contact with the buckets and their contents, which results in turbulence during the raising movement and, consequently, the generation of suspended sediments around the dredger which are then spread by the natural movement of the water. Of course, this is unacceptable for environmentally sensitive projects. In response, a completely encapsulated bucket line ladder has been

developed (Figure 13). With this new BLD the bucket line is raised in still water (no currents around the buckets) and, should some spillage occur, this spill remains in the encapsulated area and is guided in a natural way down to the river- or seabed.

This development reduces the turbidity created by a BLD during the raising of the excavated material. Thus, it allows the use of the BLD for environmentally sensitive projects while maintaining the BLD's traditional advantages of high accuracy and high density of the excavated material.



**Figure 12. Visor dredging grab (left).
Figure 13. Encapsulated bucket line (below).**



Chapter 4

Recent Developments in Low-Impact Dredging Equipment

The worldwide increase in environmental consciousness in recent decades is also evident in the dredging industry. As awareness grew that some parts of the sediments which must be removed are more or less charged with contaminants, mainly originating from the pollution of the surrounding waters, so did concerns about potential risks (e.g. the spreading of adsorbed contaminants, leakage from the disposal areas and direct health risks facing people working with dredged material). Because of the contaminant content, it became more and more difficult to find suitable reuse or disposal options for the material.

Along with the growing awareness and concern, the dredging world (port authorities, dredging companies and consultants) started working towards solutions, not only for the removal of the siltation, but also for the careful handling, disposal and/or treatment of contaminated dredged material.

This led to new concepts in which dredging techniques are used for remediation of riverbeds and seabeds. In order to realise such new concepts, the dredging industry had first to develop new types of dredgers adapted to the requirements of these new remedial tasks. Simultaneously it had to find techniques for the neutralisation of contaminated sediments or at least for their safe disposal within economically and socially acceptable limits.

Objectives and constraints of the dredging industry

Listening to the general concerns of the public, the responsible authorities or sponsors and the dredging industry concluded, in some cases jointly, that normal practices and procedures had to be changed, especially where contaminated sediments are involved. This understanding forced the dredging world to rethink its role. It was deemed necessary to:

- reconsider maintenance dredging in industrialised ports, taking into account the possible contaminant content of the sediments;
- develop measures to overcome negative environmental effects other than by ceasing the dredging operation;
- develop a policy concerning the utilisation of dredging equipment for the removal of heavily contaminated sediments (remedial dredging);
- adapt existing dredging equipment in order to reduce their environmental features (e.g. resuspension of sediments, accuracy, and so on);
- initiate monitoring and control procedures to measure in real time the environmental effects of dredging activities;
- initiate studies to gain a better understanding of the contamination characteristics of the sediments and the potential risks linked to these contaminants;
- initiate a series of laboratory and prototype tests to evaluate new dredging, treatment and disposal techniques for contaminated sediments; and

- reconsider the selection of the most appropriate dredging equipment for certain types of dredging projects, taking into account the presence of contaminated sediments or other environmental conditions.

Direction of new developments

In the context of remedial dredging, rather spectacular developments have taken place during the last decade. In this period a completely new range of dredging equipment has been developed. The design of this new equipment is based on existing technology, but takes into account the overall goal of improving the performance of the equipment with regard to criteria (see the last part of Chapter 1) that are critical to an ecologically sensitive task, namely removal of contaminated sediments.

Various characteristics of standard dredgers were thoroughly investigated, and newly developed improvements were incorporated, where possible, within one or more of the new dredgers for remedial work. The following improvements were made:

- the accuracy required to realise a pre-set excavation profile was increased in order to reduce as much as possible the volume of contaminated sediments dredged and to facilitate selective dredging of layers with different contamination characteristics;
- the automation of the monitoring and control equipment on board the dredger, especially for positioning the excavating device, was improved enormously in order to cope with a variable geometry of contaminated layers;
- the equipment was adapted to increase the density of the mixture in the pipeline (minimise dilution), in order to limit the volume of material requiring further treatment and/or relocation;
- the generation of suspended sediments during the dredging and disposal processes

was reduced so as to avoid dispersion of contaminated sediments into the surroundings;

- refinements were made to avoid, or at least reduce, the creation of spill layers;
- the basic attitude of going for the highest production rate (and lowest economic cost) was softened, especially for remedial dredging projects, to take into account ecological costs;
- to guarantee a continuously high level of quality during an entire dredging project, Quality Control and Assurance procedures were adopted by the dredging industry.

In the following pages some of the newly developed dredgers are described in more detail. These descriptions illustrate how quickly special-purpose dredging equipment is evolving. In this sense, this present list must be considered as “current state of the art”, because it is more than likely that within a few years, once the developments described here have been tested in depth on full-scale environmental dredging projects, new developments will emerge, providing even further improved equipment and output rates.

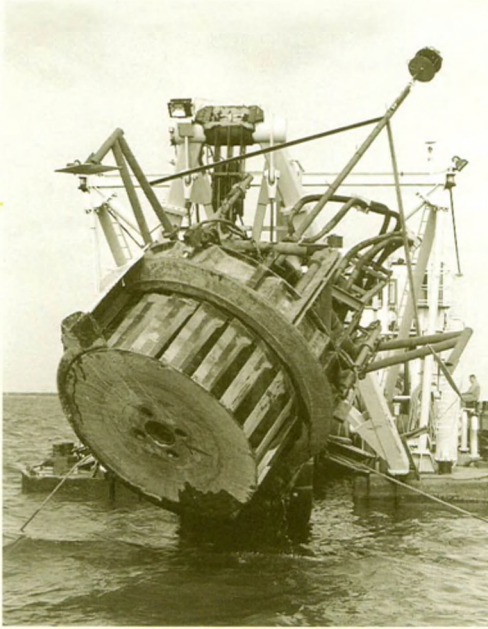
Case studies

Disc bottom dredger

The disc bottom cutter is a classic stationary dredger equipped with a cylindrical-shaped cutter with a flat, closed bottom and a vertical rotation axis. The suction mouth for removal of the cut material is situated inside the cutter to avoid spillage. A shield over the full cutter height, at places where no soil is encountered, and an adjustable shield above the soil to be cut, prevent both the cut material from entering the surroundings, as well as the intake of excessive water volumes (see Figure 14).

An automatic steering and control unit systematically adjusts the cutting depth, the height of the shield to the height of the

Figure 14. Cylindrical-shaped disc bottom cutter.



Disc bottom dredger

The disc bottom dredger is a powerful tool for the execution of environmentally sensitive, remedial dredging projects where accuracy within acceptable budgets is required. The technique has been in use for approx. 10 years. As such this equipment has passed the experimental stage, although continuous upgrading takes place based on project experience. Where the material to be dredged contains debris (such as plastic bags, chains and stones), the cutting device can frequently become blocked because of the relatively small suction openings of the disc bottom dredger.

material to be cut in front of the cutter, and the flow rate through the pump in relation to the amount of soil being cut. A degassing system is installed on board the dredger to avoid cavitation problems and to improve the density of the mixture during the pipeline discharge process.

The disc bottom dredger features a number of environmental improvements when compared with more traditional dredgers:

- *Safety of the crew:* The basic arrangement is a closed-circuit hydraulic pipeline system. The health and safety risks for the crew are therefore minimal.
- *Accuracy:* The accuracy of the disc bottom dredger is basically the same as that of a stationary dredger which can position its cutting edge within centimetres of the target depth. Combined with the specially designed cutting device, an accuracy of less than 5 cm can be achieved.
- *Suspended sediments:* The completely closed shield around the cutter of the disc bottom cutting device is designed to avoid the spread of the cut material. The creation of suspended sediments is therefore minimal and limited to the near surroundings of the cutting device.

- *Mixing of soil layers:* The automatic steering device makes it possible to excavate different layers selectively.
- *Creation of loose spill layers:* The closed shield around the cutter prevents the material cut by the dredger from escaping through the suction mouth. Consequently, the residual spill layer is minimal or non-existent.
- *Dilution:* The disc bottom dredger remains a hydraulic dredger which requires a minimal quantity of transport water. The automatic steering system is programmed to realise pipeline transport with minimal quantities of water. However, during start-up, slow down, and spud and anchor changes, some free water passes through the pipeline. To reduce the quantity of undesired process water during these unproductive stages, the disc bottom cutter dredger is equipped with a system that automatically slows down the flow in the discharge pipeline to the critical transport velocity.
- *Noise generation:* Noise generation is similar to that of other CSDs.
- *Output rate:* The output rate is somewhat restricted compared with a traditional CSD, because most effort is not put into optimising the output level, but into reducing negative environmental effects, such as the creation of additional suspended sediment content, low accuracy, and mixture density. Output rates of up to 500 m³/hr can be achieved with the existing equipment.

Sweep dredger

The sweep dredger (see Figure 15) is based on a classic stationary dredger equipped with a sweep head, which is similar to the draghead of a TSHD. A movable visor makes it possible to operate with this type of suction head in two opposite directions. The cutting height can be varied continuously from 20 to 60 cm. During the dredging process numerous variables (in-situ levels, water content, mixture density, suspended sediment, pump power, accuracy and output) are monitored and

controlled by the highly sophisticated steering and control system.

The sweep head, equipped with a visor and using the lower cutting edge, shaves the designated soil layer as defined during the preparatory survey. The upper visor precisely follows the bottom profile in order to prevent the inflow of excess water. The swing speed is controlled automatically according to the pre-set hourly production rate, while the pump speed is fixed to permit hydraulic transport of the cut soil with a minimum volume of additional water.

The dredger is also equipped with a sophisticated degassing system, which prevents unacceptable cavitation in the suction pump, even when sediments to be dredged have a high, variable gas content.

Compared with more traditional dredgers, the sweep dredger introduces a series of improvements:

- *Safety of the crew:* The sweep dredger is basically a hydraulic dredger with a completely closed circuit. The health and safety risks for the crew are consequently minimal.
- *Accuracy:* Given that the sweep dredger is based on a traditional hydraulic stationary dredger, accurate steering of the cutting edge is possible. This, combined with the sweep head design, means that an accuracy of less than 5 cm can be achieved if the dredger is used carefully.
- *Suspended sediment:* The sweep head is basically similar to the draghead of a TSHD, in that it contains no rotating devices, which could generate resuspension of sediments around the sweep head.
- *Mixing of soil layers:* The automatic steering device allows the excavation of different pre-defined layers selectively. For optimal steering, the information on the layers to be cut must be provided in a GIS database.

Sweep dredger

The sweep dredger is a powerful tool for the execution of environmentally sensitive, remedial dredging projects where accuracy within an acceptable budget is sought. The technology is new but based on well-known concepts.

As such, it is to be expected that the prototype stage will soon be passed. The efficiency of the sweep dredger can decrease rapidly when the consistency of the material increases, since no active cutting device is provided to reduce lumps

in the suction mouth. The basic design of the sweep dredger calls for the separation of the excavation and vertical raising phase from the horizontal transport phase by the introduction of a (small) buffer basin.

The application of this concept increases overall effectiveness since there is a further reduction in the volume of unnecessary transport water during the unproductive stages (start up, slow down, spud and anchor changes).



Figure 15A. Close-up of a sweep head with a movable visor.

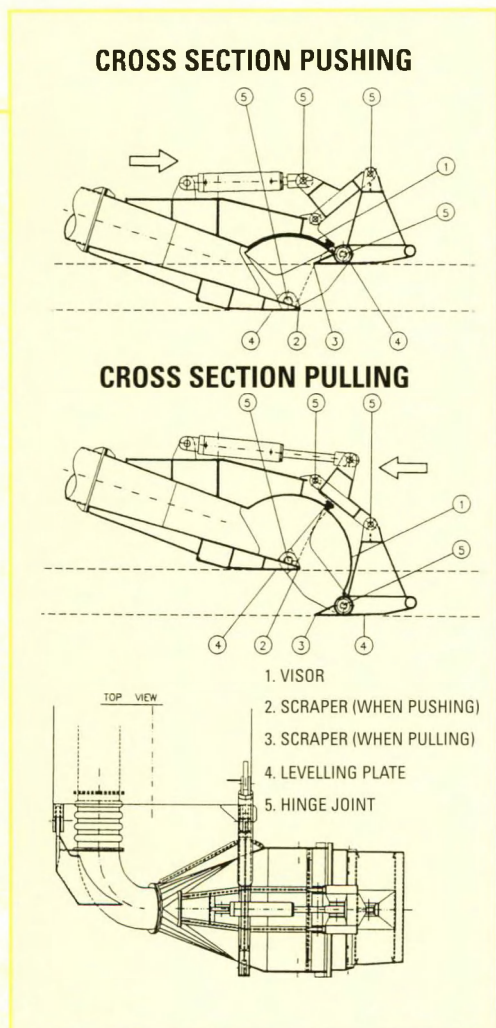


Figure 15B. General layout of the sweep head.

- *Creation of loose spill layers:* The cutting edge continuously shaves the material to be excavated, guiding the material into the sweep head and suction mouth. This, combined with optimal control of the suction pump, prevents the creation of a spill layer.
- *Dilution:* The sweep dredger requires the addition of water for hydraulic transport through the pipeline, although the automatic steering system is programmed to keep the quantity of additional water to a minimum. During start up, slow down, and spud and anchor changes, some free water passes through the pipeline. During these unproductive phases, however, the sweep dredger is equipped with a system that automatically slows down the velocity in the pipeline to the critical velocity for entrainment.
- *Noise generation:* Noise generation is similar to that of other CSDs.
- *Output rate:* The output rate is probably the highest of the special-purpose dredgers used for remedial dredging. Up to 1200 m³/hr can be reached for a full layer thickness. This is close to the output rate of a traditional CSD. That said, the environmental factors (suspended sediments, accuracy and mixture density) were considered of equal importance during the design of this new type dredger.

Environmental auger dredger

Auger dredgers, especially smaller types, have been utilised for many years, mainly in lake clean-up projects. Combining their working principle with some specific environmental features, the environmental auger dredger (see Figure 16) is specially designed for the removal of thin layers of contaminated sediments. The dredger is a normal stationary dredger equipped with an auger that cuts the material in layers with a thickness ranging from a few centimetres to one metre. The thickness of the layers being cut can be maintained

continuously within this range. The screws in the auger transport the material to the centre, where a dredging pump sucks away the material through a suction mouth. The suction force and a screen around the auger prevent dispersion of the material into the surrounding water.

The width of the cut depends on the width of the auger, which can vary from 2 to 14 metres. A sophisticated monitoring and control system is installed to optimise environmental efficiency. A degassing system is fitted to the dredger to avoid cavitation problems and to improve the density of the mixture during the pipeline discharge process.

Compared with more traditional dredgers with respect to environmental criteria, the environmental auger dredger offers a number of improvements:

- *Safety of the crew:* The cutting and pumping system of the environmental auger dredger is completely enclosed. Thus, the risks of direct contact between the crew and the transported material are minimal.
- *Accuracy:* The environmental auger dredger is based on a stationary dredger with a spud system. This allows, in principle, precise positioning of the cutting head which, combined with the automatic steering and control system, allows the environmental auger dredger to work to tolerances of less than 5 cm.
- *Suspended sediments:* The auger is completely closed off from the environment by a skirt, which covers the cutting opening. Combined with the rather slow rotating movement of the auger, this results in little suspension of sediments around the cutting device.
- *Mixing of soil layers:* The sophisticated automatic steering system allows for accurate layer-by-layer excavation. Only when there is a rapid three-dimensional variation of the inter-layer boundary, does the length of the auger

Environmental auger dredger

The environmental auger dredger is a powerful tool for remedial dredging projects where accuracy and environmental effects are of prime concern. The equipment has been in use for approx. 5 years and can be deemed to have passed the experimental stage, although ongoing upgrading is necessary to deal with continuously changing demands.

The large dimensions of the cutting device mean that the auger is less suitable where very high accuracies are required or a three-dimensionally variable target surface exists. The environmental auger dredger is specially suited to producing a smooth surface because of the large dimensions of its cutting device. However, this is also a disadvantage in cases where a variable surface has to be achieved.

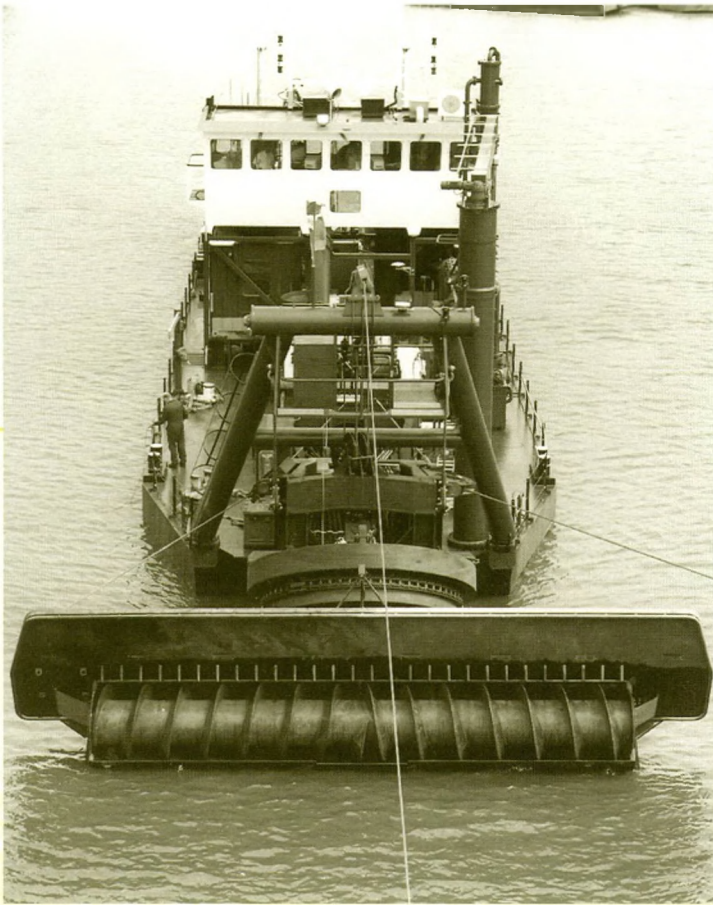


Figure 16. Close-up of an auger dredger.

cause some difficulties in following small-scale variations in both directions at the same time. However, such small-scale variations are not often encountered in nature and it is very difficult to measure them during the pre-dredging survey.

- **Creation of loose spill layers:**

The auger cuts and conveys the material towards the suction mouth of the dredger, which is located at the centre of the auger. This feature, combined with good control of the pumping process, eliminates the spill layer.

- **Dilution:** The environmental auger dredger is a hydraulic system, which requires the

addition of transport water. It is very similar to the sweep dredger and the disc bottom dredger, which means that with a good monitoring and steering system, the amount of water needed can be reduced to a minimum.

- **Noise generation:** Noise generation is similar to that of other CSDs.

- **Output rate:** The output rate is determined by the size of the auger and is generally lower compared with a traditional CSD, as most of the effort is aimed at reducing the environmental effects of the equipment. Output rates up to 500 m³/hour can be achieved.

Scraper dredger

The scraper dredger is basically a small pontoon equipped at the front with a wide endless chain of cutting blades. At the lower end of the ladder, the blades scrape the top sediment layers on an inclined plane. The blades and the effect of the plane cause the cut material to be encapsulated. The blades pull the material over the plane, to the upper end where the cut material falls into a collector bin for further transport.

At the bottom of the collector bin is an Archimedian screw, installed to convey the material at a high density towards a pump, which is either a high-density screw-centrifugal pump or a positive-displacement pump. The latter type of pump is especially suitable for transporting material at almost in-situ density.

Compared with more traditional dredgers, the scraper dredger offers a number of improvements with respect to environmental criteria:

- *Safety of the crew:* The cut material is generally exposed to the open air as it enters into the collector bin. Thus, there is clearly the possibility of direct contact between the crew and the contaminated material and of odour and dust problems. However, additional precautions certainly can be taken.
- *Accuracy:* The scraper dredger is based on the mechanical cutting principle. The cutting edge of the dredger can be positioned precisely. As the cutting edge can be kept at the same depth without interruption or change during the complete dredging cycle, a very smooth surface can be guaranteed. Accuracy levels of less than 5 cm can be achieved.
- *Suspended sediments:* As the endless chain turns in the reverse direction compared with a traditional bucket line dredger, the material is immediately pulled into a closed ladder with minimal contact between the

Scraper dredger

The scraper dredger has only been built to small dimensions and with a screw centrifugal pump, with the aim of clearing small channels and ditches. However, taking into account the method of mechanical cutting and raising of material, this equipment has certain advantages compared with hydraulic dredgers, especially in those cases where the density of the dredged mixture has to be high, e.g. because of high dewatering or water purification costs. A combined system with a positive displacement pump or another mechanical transport system (e.g. conveyor belt, closed trucks) results in better performances. The size and maximum dredging depth of the existing system are very small compared with the alternatives. Upscaling is technically difficult. When positive displacement pumps are used, the maximum output rate is limited to approx. 100 m³/hr.



Figure 17. Eureco barge unloading system is a larger version of the scraper dredger.

material and the overlying water layers. The generation of suspended sediments is therefore low.

- *Mixing of soil layers:* Layer-by-layer excavation is perfectly possible. However, the cutting edge (approx. 2 m wide) always remains in a horizontal position. Where an inclined or variable intersection between two layers is required, the cutting edge of the scraper dredger is not able to follow exactly the required intersection of the layers. In the most advanced models it is possible to ballast the pontoon in such a way that slightly inclined planes can be cut, provided the inclination is perpendicular to the longitudinal axis of the dredger.
- *Creation of loose spill layers:* Provided that the velocity of the endless chain is regulated according to the progress of the dredger, all the cut material can easily be conveyed into the ladder for further transport inside the ladder to the surface. No spill layer is left on the riverbed in that case.
- *Dilution:* During the cutting and vertical transport processes no mixing water is introduced, provided that the process is carried out accurately. However, further horizontal transport is generally undertaken using hydraulic pumps. As with other types of dredgers equipped with traditional hydraulic pumps, this requires the addition of transport water. However, positive displacement pumps may also be used for subsequent transport.
- *Noise generation:* Given that, until now, the size of this type of dredger has been rather small, the endless chain can be made of polyurethane. The noise level is far below that of the BLD or any other traditional dredger.
- *Output rate:* Taking into account the actual size of the dredgers and the difficulties of linking the raising and the pumping processes smoothly, the output level of the scraper dredger is limited. Rates in the range of 50 to 200 m³/hour can be

achieved. If a positive displacement pump is chosen, the output rate is limited to approximately 100 m³/hour, because of the capacity of this type of pump.

A larger version of the scraper dredger is the Eureco barge unloading system, which uses the same cutting and raising principle and has been developed to mechanically unload elevator barges (see Figure 17).

Environmental grab dredger

The environmental grab is a specially designed grab with the following features:

- during the opening and closing of the bucket, the cutting edge remains on the same horizontal plane;
- the opening and closing of the grab is undertaken hydraulically with a built-in hydrogroup, or mechanically with a special rigging of cables;
- when the grab is closed all openings are sealed to minimise spill; and
- the crane is equipped with a positioning system on top of the crane boom to accurately measure the position of the turning point of the cable. An encoder is used to measure the paid-out cable length to identify precisely the depth of the grab during the excavation process.

The environmental grab can be installed either on a traditional grab dredger (cable crane), where it is suspended from cables, or on a backhoe dredger (hydraulic excavator). The latter permits better positioning and guidance of the cutting edge during excavation, as the pendulum effect can be avoided (horizontal profiling grab) (Figure 18).

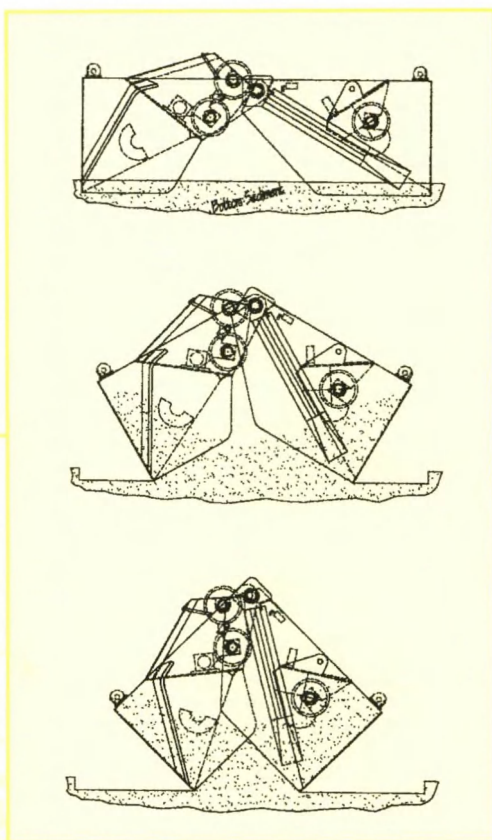
Compared with the more traditional dredgers in relation to environmental criteria, the environmental grab dredger offers a number of improvements:

- *Safety of the crew:* Excavation and barge loading are done mechanically. Although

Environmental grab dredger

The environmental grab dredger is a mechanical device, which has significant advantages in respect of density of the excavated material. For other environmental criteria, the grab dredger is less advantageous compared with the other systems described. It should, therefore, generally be used in combination with other protective measures such as silt curtains. It is suitable for the removal of small quantities at sites that are difficult to reach and for projects where the costs of dewatering or treating the excavated material are high in proportion to the volume of material.

efforts have been made to optimise the process, considerable possibilities remain for direct contact between the crew and the dredged material at different stages of the dredging cycle (e.g. a hard object does not permit perfect closure of the bucket and some mud can stick to the outside of the bucket, only to be washed away during the raising movement). Detailed discharge procedures are necessary to avoid careless



**Figure 18A. ECO grab dredger suspended from cables (above).
Figure 18B. Schematic drawing of a grab (above, right).
Figure 18C. Horizontal profiling grab (below, right).**

loading of the barges and the consequent risk of significant splashing.

- **Accuracy:** The accuracy of the cable crane version is reasonable, provided that the most modern technologies are applied. However, some disturbances occur when the dredging actions take place in currents where the depth measurements are not completely precise. Angle sensors on the cable can partially correct this error.



Accuracy levels of approx. 10 cm can be achieved vertically. Horizontal accuracy is less as a result of the free suspension of the grab, which causes a pendulum effect, especially in deep waters and in tidal currents. When the environmental grab is mounted on a hydraulic crane, horizontal accuracy improves drastically, achieving levels similar to those of a backhoe dredger.

- *Suspended sediments:* The generation of additional suspended sediments is low compared with normal grab dredgers. However, similar problems can occur as described above under "safety of the crew".
- *Mixing of soil layers:* Clearly, an advanced monitoring and steering system is necessary in order to control the lowering and cutting movement of the grab and the penetration depth, and thus achieve the required accuracy at each intersection of the different layers. The limited accuracy in the horizontal plane is a drawback in this respect. Again, deployment from a hydraulic crane circumvents this restriction.
- *Creation of loose spill layers:* Taking into account the mechanical characteristics of the cutting process, the creation of spill layers can be avoided to a large extent.
- *Dilution:* The dredging process is mechanical and further transport is generally undertaken by barges. Compared with hydraulic dredgers, this offers considerable advantages as far as dilution is concerned. Only when the bucket is partially loaded will some additional water be dumped into the transport barge.
- *Noise generation:* Noise generation is similar to that of a traditional GD or BHD.
- *Output rate:* Grab dredgers can achieve high output rates. However, the output is basically determined by the size of the bucket, and it is more difficult to control the opening and cutting process of a large bucket than of a small one. Similar observations can be made about the selective dredging requirements.

Therefore, the output rate of an environmental grab is limited to a few hundred cubic metres per hour.

Pneumatic dredgers

For more than a decade pneumatic dredgers such as the Pneuma have been developed at different locations throughout the world.

The Pneuma system consists of three cylinders, shovels, compressed air supply/exhaust pipes, a compressor and a delivery unit. The system is based on hydrostatic pumping principles. A differential pressure is induced in a cylinder by a vacuum and the external hydraulic head. This creates an influx of the soft sediments into the cylinder. When the cylinder is filled, the inlet valve is closed and compressed air is pumped into the system to force the sediments through an outlet valve into the delivery pipeline. When the cylinder is almost empty, the pressure in the cylinder is released, the vacuum is applied again and the entrance valve is opened ready for a new cycle.

The system is similar to a positive displacement pump and has the major advantage that no moving parts, except for the valves, come into contact with the material to be dredged.

Regarding the environmental criteria, the Pneuma dredger has a number of advantages compared with more traditional dredgers:

- *Safety of the crew:* The system is completely closed with very low risk of direct contact between the crew and the dredged material, except for when clearing debris that might have got stuck in the inlet.
- *Accuracy:* Normally the Pneuma system is operated from a cable crane, which does not allow for accurate positioning. However, the system can be mounted on the ladder of a stationary dredger, making accurate dredging possible. Position control of the suction mouth is possible to within

Pneumatic dredgers

Pneumatic dredgers are attractive for remedial dredging projects because of their high density pumping method, the closed circuit principle, and the fact that no moving elements are in direct contact with the material to be removed (reduced suspended sediment generation). However, the system is vulnerable to debris in the dredging area (a common problem during removal of contaminated harbour sediments), and the automatic steering and control system is far less developed

compared with other systems. It should also be mentioned that the system has been developed for the removal of siltation in fairly deep waters behind hydraulic dams. The efficiency with which the material enters the cylinders depends on the pressure difference, which is determined by the water depth at the dredging site. With the removal of contaminated sediments, the water depths are generally rather limited, which puts a constraint on this type of dredging equipment for remedial projects.

- 5 cm, while the exact location of excavation is less controllable but still within ranges of high accuracy.
- *Suspended sediments:* As there are no rotating or moving elements, the creation of turbidity is almost non-existent.
- *Mixing of soil layers:* Until now no advanced steering and control system for the cutting depth and positioning has been applied. However, it is perfectly feasible to develop a system similar to that used for the disc bottom, the auger and the sweep dredgers. This would permit perfect positioning of the cutting edge and suction mouth.
- *Creation of loose spill layers:* As the movement of the material to be dredged is initiated by pressure differences, there is no spill layer left after dredging.
- *Dilution:* Given that the dredger is based on the positive displacement pump system, only small quantities of transport water are required. However, precautions should be taken to prevent additional water from entering the suction mouth along with the sediments to be dredged.
- *Noise generation:* Noise generation is limited, as there are no moving parts. Noise levels are the same as for a cable crane or a stationary dredger, depending on the type of pontoon selected for the project.
- *Output rate:* Output rates of between 40 and 100 m³/hour have been reported for conventional Pneuma dredgers. However, it is not clear whether these output rates can be achieved under strictly controlled environmental conditions.

Chapter 5

Transport and Disposal, Equipment and Techniques

In this chapter the different methods of transport and placement of dredged sediments are discussed. Special attention is paid to those techniques and equipment that can be used to mitigate the environmental effects of transport and placement activities. For each of the transport modes, new developments and possibilities to improve the environmental characteristics are discussed.

Transport equipment

Pipeline transport

Pipeline transport is basically an environmentally friendly transport method. Compared with other transport methods, energy consumption is low and noise and air pollution are almost non-existent. This generally applies to the transport of dredged material whether it is contaminated or not.

Pipeline transport (Figure 19) is also a safe and clean method because it takes place in a closed circuit system. The major contact points with the outside environment are the entrance point at the suction mouth, which has been discussed in the preceding paragraphs, and the outlet point at the relocation or destination site. Between entry and outlet points there is no possibility for contact between the transported material and the outside world unless a pipeline failure or leakage occurs (which is unlikely provided proper maintenance procedures are followed). Complete failure (breakage) of a pipeline is virtually unheard of and leakage control can be instigated when the transported material is heavily contaminated. In most cases, however, the impact of minor leakage can be ignored and, in any event, it is far less significant than the potential risks of release from most other methods of transporting dredged material.

To improve the pipeline transport system in this respect, the following developments are cited together with suggestions for further improvements:

- The automatic control systems that have been developed include a pump monitoring and steering system for a smoother discharge process with fewer high and low peak values of the mixture density. Given that physical laws limit the upper peaks, this development results in an increase of the average density in the pipeline.
- Regular interruptions of the dredging process at the end of each swing movement and during anchor and spud carriage moving activities are a major source of additional water in the transport pipeline of the dredgers. The introduction of a buffer stock between the suction and discharge processes enables the operator to stop the suction process during unproductive periods (spud changes and slow downs). This offers great possibilities for avoiding frequent interruptions of the discharge

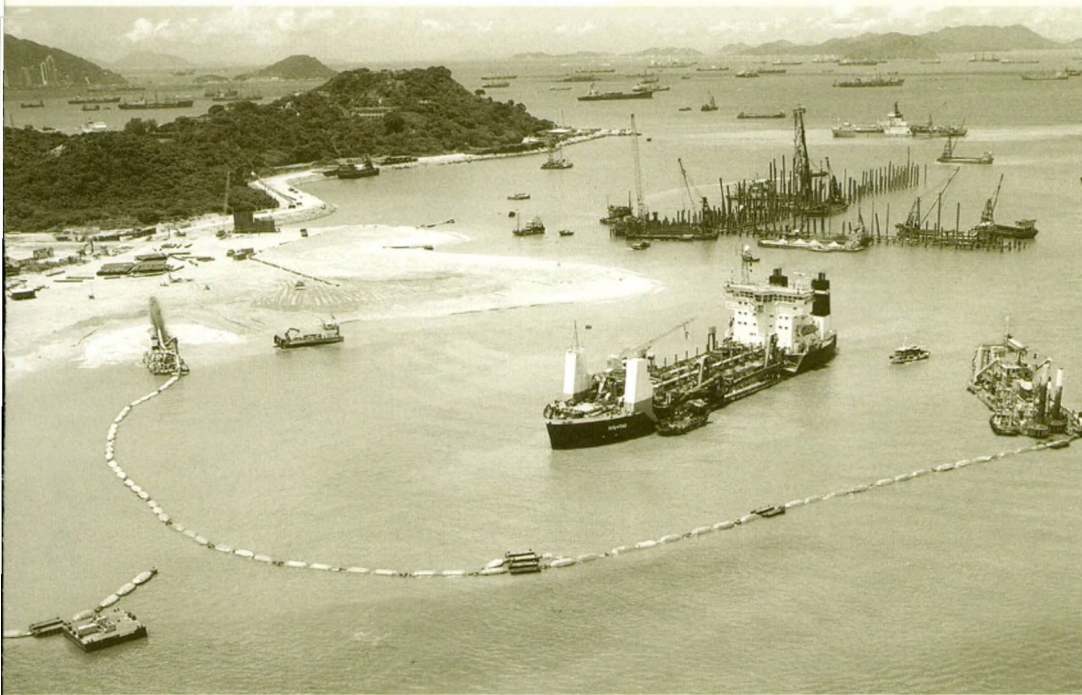
process during such periods. This facility can be compared with the LMOB (Lean Mixture Over Board) system on the TSHD.

- The use of high-density pumps reduces considerably the need for additional transport water. However, the available types of high-density pumps have rather limited output capacities. This is the main drawback to their application in the dredging industry.
- In cases where the pipeline transport involves the use of a barge unloading dredger, returning the transport water from the relocation site to the dredger and recycling the transport water for the unloading process should be considered. In the case of contaminated sediments, such a procedure is environmentally and economically beneficial.

Pipeline transport

Pipeline transport is the most environmentally friendly transport method in the dredging industry. The only major disadvantage is the requirement to mix the excavated material with transport water. This increases the volume for storage and/or further treatment, which in the case of contaminated fine-grained sediments can be a serious issue.

Figure 19. Pipeline transport is one of the safest and most often utilised means of transporting dredged material.



Barge transport

A limitation of barge transport is the prerequisite that the dredging site and the relocation site be linked by a navigable channel with sufficient water depth. If this is not the case, part of the transport must be executed in another way, which is most often pipeline transport. In that event, the dredged material has to be rehandled by a hydraulic dredger (barge unloading equipment) with consequent increases in dilution and volume.

Hopper or barge transport

The second means of transport frequently used in the dredging industry is hopper or barge transport. In this case the dredged material is loaded onto a ship either hydraulically (TSHD) or mechanically (BLD, BHD, GD). Horizontal transport between the dredging site and the relocation or treatment site is done by navigation of the barge or hopper. Barge and hopper transport is relatively environmentally friendly with limited environmental impact as regards noise generation, the emission of exhaust gases and the creation of road blockages.

The main advantage of this means of transport is the elimination of the need for transport water. Excavated material can be transported at almost its original density and

consistency, provided this density can be maintained during the disintegration process. The exception here is the TSHD, which, with the use of hydraulic pumps, raises the material from the riverbed or seabed into its hopper.

A minor disadvantage of this means of transport is the fact that most of the barges are open and that the risk of spillage is slightly greater compared with pipeline transport.

Furthermore, there is a continuous risk of contact between the crew and the dredged material which can be a problem in the case of heavily contaminated sediments or sediments with a highly volatile content.

An important element in control is ensuring the regular inspection and maintenance of barges and hoppers, to make certain that barge and hopper doors close properly. Also the use of automatic monitoring devices to allow total surveillance of vessels during transport and disposal improves environmental performance.

New developments and options for improving the characteristics of this means of transport focus primarily on the limitations previously mentioned:

- *Spillage of material from the barges during transport.*

This can be avoided either by placing a cover over the hopper during transport (something as simple as a canvas cover) or by continuously reminding those involved to leave sufficient freeboard (50 cm minimum) in the hopper above the loaded sediments. A third possibility is to allow the sediment to settle for a period of time after finishing the loading operation.

Subsequently, the water on top can be pumped out, either overboard or to a purification plant, before further transport takes place. Until now neither of these options for removal of excess water have been applied frequently as both have adverse financial implications.

● *Unloading procedure.*

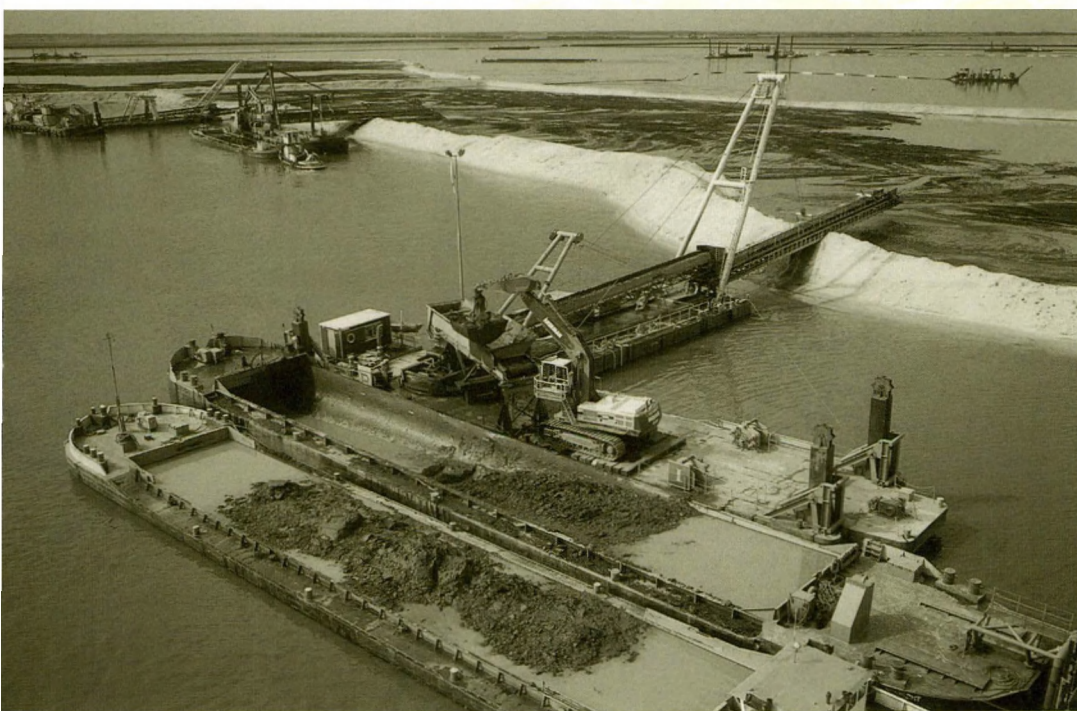
Either the barge is unloaded via its bottom doors, discharging at an underwater relocation site (a rather uncontrolled procedure not requiring the addition of transport water), or the barge is unloaded using an hydraulic barge unloading dredger resulting in significant dilution during the suction process phase. To avoid this problem it is necessary to develop new systems to unload barges mechanically, such as the Eureco system (see Chapter 4). The main advantage of such a

mechanical unloading system is the high density of the material during and after the unloading process. However, this advantage can only be maintained if the further transport, between the unloading site and the placement or relocation site, is changed from pipeline transport to an alternative high-density transport mode.

Road transport

Although pipeline and barge transport are used for almost every dredging project, alternative transport modes should be considered, especially if one wants to reduce the overall environmental effects of the dredging cycle, in particular when there is a need for further transport after unloading the barges (i.e. when the destination is not located in the immediate vicinity of a waterway).

Figure 20. In a combined transport cycle, barges are used together with conveyor belts.



Road transport

The opportunities for the use of road transport in the dredging industry are limited. However, the trend to dewater fine-grained dredged material (either mechanically or naturally) before final (beneficial) use places new demands on the transport process and this method can certainly not be ignored.

The first alternative transport mode is road transport by means of trucks. The main advantages of this method are:

- trucks can be loaded mechanically at any density; and
- choice of destination is flexible, which is a major advantage when different qualities of material have to be transported to different relocation or treatment sites.

The main disadvantages of this method are:

- tipper trucks, which are difficult to make spill-free against leaking fluid, are normally used;
- considering the normal output of a dredging project, the number of trucks necessary for transport of dredged material is high; and

- the environmental effects of road transport are greater compared with pipeline transport (e.g. noise generation, exhaust gases, road usage, spillage on public roads, and so on).

Considering the above, road transport is obviously only acceptable for the transport of dredged material in certain specific cases with the following characteristics:

- where there is highly contaminated material, which would result in excessive costs for treating the transport water;
- where excavation is realised mechanically; and
- where dredged material with different qualities will have different destinations (on-line measurement of the soil quality and decision-making about the destinations are not simple).

Conveyor belt transport

A fourth possibility for transporting dredged material on a large scale is the conveyor belt. The system is not commonly used in the dredging industry, as the installation costs of such a system are high. Furthermore, the basic characteristics of a wet dredging process are not compatible with the mechanical characteristics of the conveyor belt. However, as the boundary conditions of dredging projects continue to change drastically, all possible transport processes and their applicability to certain types of dredging projects, especially for remedial works, need to be examined.

The application of conveyor belt transport to dredging offers a number of advantages to the industry:

- dredged material can be loaded mechanically on a conveyor belt system with no need to add transport water;
- the conveyor belt is a continuous transport system capable of conveying large volumes of material;
- transport costs are reasonable provided that a large volume is to be transported over the same route; and
- the environmental effects during transport (e.g. noise, exhaust gases and such) are relatively low, provided special precautions are taken to reduce noise and avoid dust.

Disadvantages of the conveyor belt transport are:

- alignment of the conveyor belt transport is fixed; changes to this alignment during the transport process are difficult and costly;
- special precautions have to be taken to avoid material losses during transport of dredged material with a normal water content; and
- logistics problems can arise should the transported material have to be spread at the destination site.

From the above it is evident that application of this transport method in the dredging industry is limited to specific cases with the following characteristics:

- where dredging is carried out mechanically or where a dewatering process has taken place;
- where there are fixed loading and destination sites; and
- where the work is of sufficiently long duration to allow for depreciation of the installation costs.

Combined transport cycles

Another aspect of dredged material transport is the increasing complexity of the process, which regularly leads to bi- or even tri-modal transport procedures where two or three different transport modes are used to reach the final destination site (see Figure 20).

Conveyor belt transport

Conveyor belt transport is not commonly used in the dredging industry. However, it has potential advantages worthy of consideration for use in the future, especially when there are environmental concerns. As with road transport, the tendency to consider and apply dewatering techniques prior to reuse or dispose, offers new possibilities for utilising this transport method in cases where origin and destination are fixed for a long period. Used in combination with barges for transport between unloading quay and reuse/relocation site, conveyor belts can be an attractive alternative, considering the high density, which can be transported with minimal environmental risks.

The following are some of the combinations possible:

- barge transport combined with a barge unloading dredger that pumps the unloaded material towards the final destination site;
- barge transport with mechanical unloading and conveyor belt or truck transport to the final destination site;
- trailing suction dredger with hopper transport and pump ashore facilities (pipeline discharge); and
- pipeline discharge to an intermediate treatment installation and further truck, barge or conveyor belt transport.

Selection of the optimal transport cycle has to be planned with great care, as a bi-modal transport process not only combines the advantages of both transport modes but also the disadvantages. As such, it has to be taken into account that each transfer between two transport modes creates the risk of material losses or other environmental risks. Therefore, during the environmental effect analysis of a project, it is necessary to consider the different phases of dredging, transport and treatment or relocation in an integrated way.

Placement techniques

Placement of the dredged material at the disposal site is another major phase in the dredging process which potentially can have significant environmental effects. Selecting the most appropriate placement site and considering the infrastructure at that destination site are of major importance. In addition, equipment and techniques used for the placement of dredged material also have an influence on the overall environmental effects of dredging. A discussion on this and on potential effects of the various placement options follows.

Land placement

One option for the placement of dredged

material is on land within a confined area surrounded by dikes. This is generally applied when the use of dredged material is required on land, or in case contaminated material has to be stored on land.

Discharge pumps on board dredgers are used to pump the dredged material through a pipeline, which ends in the confined destination area (see Figure 21). The most significant environmental effects of this procedure are:

- burial of (environmentally sensitive) surfaces;
- change of the topography; and
- leakage of (contaminated) transport water into subsoil layers.

(See Guide 5 for further information.)

Potential environmental risks during the actual placement action are overflow of the material and rupture of the surrounding dikes. Both can result in serious damage and spreading of deposited material into unwanted areas. Proper design of dikes and regular monitoring of the water level at the relocation area can help avoid these problems.

Another critical item is the evacuation of the excess transport water. Given the large volumes of water, which have to be evacuated, this can create serious environmental damage if not properly managed. The evacuated water still carries a small part of the fine material that is being deposited in the confined relocation area. If this material is contaminated, it can result in environmental problems. Moreover, the quantity of fines that pass through the outlet can generate secondary difficulties such as blockage of the smaller waterways used to carry away the transport water.

Proper design of the disposal area, to ensure maximum opportunity for the material to



Figure 21. Dredged material placed on land in a confined area surrounded by dikes.

settle within the area, reduces this effect considerably. Installation of decanter-type basins can be an additional safety measure where strict limitations are imposed on suspended sediment content of the evacuated water.

Careful management of the placement procedure can also reduce the risk of losing fines through the outlet. It is feasible, for example, to close the outlet during actual placement operations and to interrupt placement each time the confined area is filled to its maximum. The confined area is then left for a few days to settle, after which the outlet is opened carefully in order to evacuate the overlying water layers with a now much reduced suspended sediment content. To implement this procedure without interrupting the dredging project, several confined areas, which can be used simultaneously, must be available.

The salt content of the transport water can differ from natural groundwater characteristics at the relocation site. Again, groundwater quality problems can arise if the site is not managed properly.

Detailed studies of the natural conditions at and around the planned relocation areas are needed in order to evaluate potential risks and to take necessary precautions such as relocation of the destination site to another less vulnerable place or installation of protective liners such as HDPE or natural materials (e.g. clay and peat).

Underwater placement

Another option is to place dredged material in open waters. This is mainly done with clean material and with slightly contaminated material, if suitable disposal sites are available. Underwater placement is generally done after hopper or barge transport where the barge or

hopper (TSHD) sails directly from the dredging area to the placement site. At that site the vessel's bottom doors are opened and the material falls from the hopper onto the seabed or riverbed. It also occurs when hydraulic dredgers can pump their mixture directly to an underwater placement site.

Again, the choice of site has a major effect on the overall environmental consequences of the project. A site with large tidal or other currents generates a greater risk of erosion, resuspension and further dispersion of the materials into the surroundings. Indeed, some sites are deliberately chosen to be dispersive, thus making use of natural tidal currents. This matter of disposal site selection is discussed in more detail in the next Guide.

Equipment and techniques used for placement can, however, be adapted to reduce environmental effects of dredging. Instead of directly opening bottom doors, the hopper can be emptied by means of a pump linked to a vertical pipeline reaching down to the riverbed or seabed. In this way the material is guided to its final placement depth without intermediate contact with overlying water layers. Losses of fines and dispersion during the fall of the dredged material from surface to riverbed or seabed are reduced considerably.

To further optimise this procedure, an underwater diffuser can be fitted to the lower end of the discharge outlet. The diffuser has two main purposes:

- to change the flow from a vertical downward movement in the last section of the discharge pipeline towards a horizontal flow just above the seabed. This change considerably reduces the impact of the outflow on the previously placed soft layers. As a consequence, the resuspension of the placed material is minimised.
- to reduce the outflow velocity of mixture from 4 to 5 m/sec in the normal discharge

pipeline to less than 0.5 m/sec in the outlet of the diffuser. Again, erosive forces on the previously placed material are further reduced. The design of the actual diffuser is crucial to efficiently reducing the velocity, as it is critical that flow occurs over the full section of the diffuser opening.

When dredging with larger TSHDs equipped with two suction pipes, a recent development to improve placement action is to adapt one of the suction pipes by equipping it with a type of diffuser head, using it in reverse flow direction as a kind of fallpipe.

Other means for reducing environmental effects of the placement process can be realised by restricting the period during which placement is allowed. For instance, avoid underwater placement when maximum tidal currents occur or during seasons when there is intensive biological activity in the area. Construction of underwater bunds or utilisation of underwater pits are other ways of reducing the dispersion of material from the relocation site after actual placement has occurred.

Capping techniques

In case of underwater disposal of contaminated material, it may be necessary to isolate the material from the environment by means of a capping layer. This layer protects the contaminated material from erosion by natural water currents and prevents, or at least reduces, the uptake of contaminating elements by the aquatic life, as well as the migration of those elements to the overlying water layers.

Capping is defined as the controlled, accurate placement of contaminated dredged material at an open water site, followed by a cover or cap of clean isolating material (Palermo, 1994; Whiteside et al., 1996). Guides 3 and 5 of this series give more details about requirements for such capping systems. The discussion here

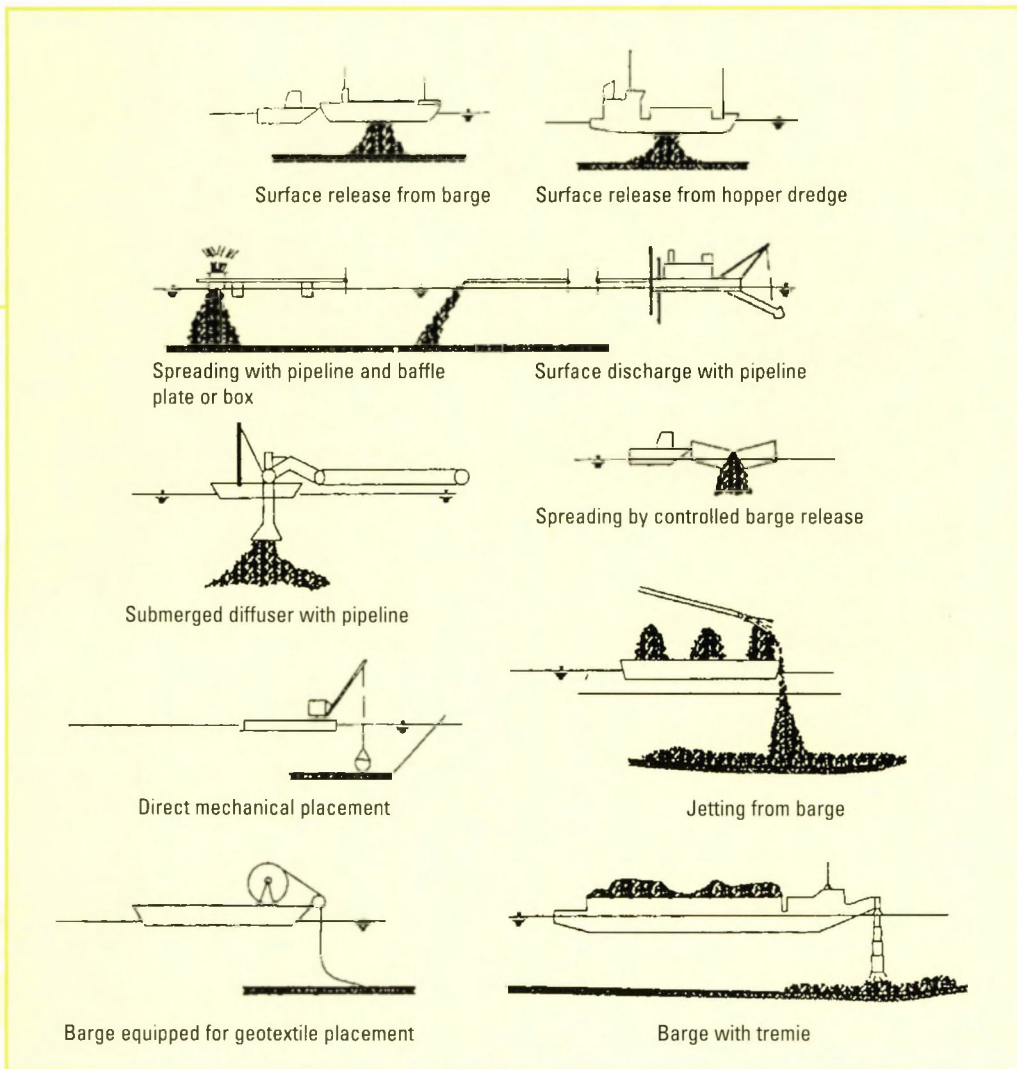


Figure 22. Conceptual illustrations of various equipment used for capping.

Figure 23. The placement of geotextiles from a pontoon equipped with a large roller.



focuses on equipment and techniques used for placement of such layers, as this is a critical factor in guaranteeing the expected performance of the capping layer.

Placement of contaminated materials can be undertaken in several ways:

- by conventional discharge with barges or TSHDs;
- by discharging material through a pipeline from the water surface; and
- by guiding the material close to the underwater bed by means of an underwater diffuser.

Methods for placement of the capping layer depend primarily on the material used for capping purposes (sand, clay lumps, gravel, rock or geotextile containers are all possible) (see Figure 22). Furthermore, the water depth

and the characteristics of the contaminated material will have a major impact on the selection process for the best technique.

The following options are possible:

- *Surface discharge with barges or TSHDs:*
The main advantage of this technique is its low cost. It has to be determined whether additional dispersion of fines in overlying water layers is acceptable for the project. Control of thickness of the capping layer is difficult.
- *Spreading by barge movements:*
The material can be spread gradually by controlled opening of the barge while tugboats or a christmas tree anchoring system move the barge laterally.
- *Surface pipeline discharge:* The material can be pumped through a pipeline located on the water surface. This will result in a thin layer, which can be built up gradually.

Additional dispersion of suspended sediments may be significant and it has to be determined if this is acceptable for the project. A baffle plate or sandbox at the end of the pipeline can be installed for better control of the actual placement location.

- *Submerged discharge/diffuser:* To reduce the amount of additional dispersed sediment in the overlying water layers, the pipeline outlet can be located nearer to the lower water layers. To reduce the impact and outflow velocity above the contaminated material, an underwater diffuser can be used.
- *Mechanical placement:* Capping material is brought to the site by barges, which are unloaded by means of a grab dredger. The material can then either be released at the water surface or carefully placed at the design depth.
- *Side-dumping barge:* At the project location, the material is pushed sideways over board while the barge is moved laterally by means of tugboats or a christmas tree anchoring system. Alternatively, the material can be liquefied before placement.
- *Gravity-fed fallpipe (tremie):* Tremie equipment can be used for submerged discharge. The equipment consists of a large-diameter vertical conduit extending from the surface through the water column

to a point near the bed. Controlled placement without dispersion to overlying water layers is feasible. (In the offshore industry this equipment is available for water depths of up to 1000 m.)

- *Placement of geotextiles:* If geotextiles are used as a capping material, placement can be executed by means of a pontoon equipped with a large roller, similar to the placement of erosion protection mattresses, where the membrane is floated between two barges and gradually covered with ballast stones (see Figure 23).

Capping procedures are relatively new and tend to be developed for specific conditions at particular sites using certain equipment. They require rigid design specification and monitoring effort, and are very dependent on placement site characteristics. Careful study of the environmental and oceanological conditions is highly recommended in order to successfully determine the most appropriate technique.

Chapter 6

Mitigating Measures

Properly designing a dredging-related project (including conducting an Environmental Impact Analysis) and selecting the most appropriate dredging and placement equipment are undoubtedly the major actions required for reducing overall environmental effects of a project. Still there are other steps that can be taken to reduce environmental effects.

These steps comprise physical measures on or around the dredger to avoid, for example, spilling or spreading of suspended sediments, and measures taken in planning dredging works, such as the adoption of working restrictions (e.g. tidal dredging, seasonal restrictions). A detailed discussion follows.

Measures on board the dredgers

There are numerous measures that can be implemented on board a dredger. Firstly, a dredger can be equipped with special

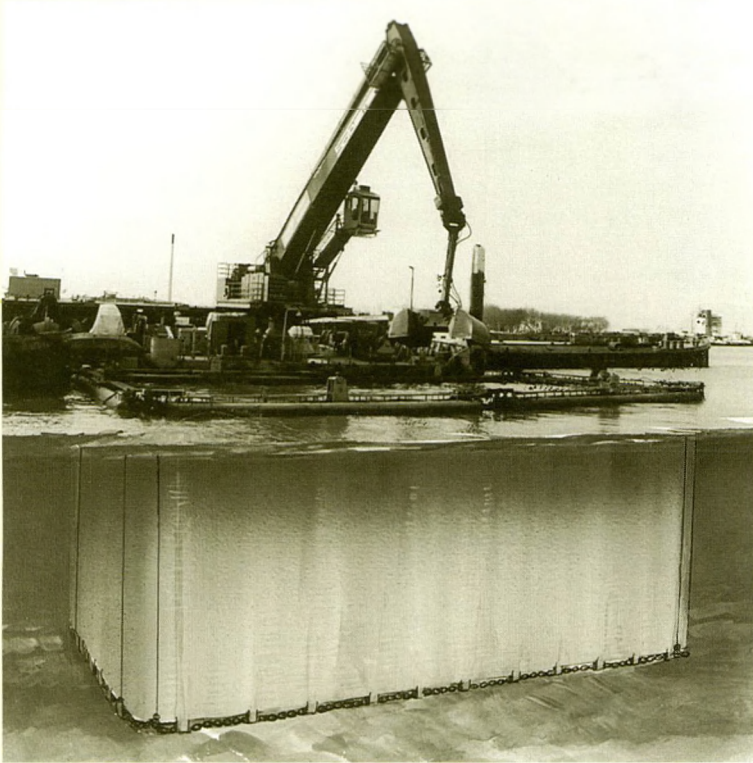
equipment (as discussed in detail in Chapter 4), such as:

- specially designed cutter heads to minimise the creation of additional suspended sediments at the dredging site;
- dragheads to improve suction efficiency (thus reducing the dilution effect) for silty materials which contain significant quantities of organic material and natural gases;
- degassing systems to avoid irregular cavitation within the pump;
- specially designed grabs to limit losses during the raising movement (thus reducing generation of additional suspended sediments in the surroundings);
- monitoring and automation systems to improve the crew's information regarding the various dredging parameters (which improves dredging accuracy and efficiency); and
- control and monitoring systems to alert the crew early on to leaks or any other potential risks.

Besides actual equipment, several operational measures can be taken on board the dredger to mitigate the environmental effects of a dredging project:

- limit speed (revolution and swing speed) of the cutter and ladder of the CSD respectively, in order to reduce generation of suspended sediments at the dredging site;
- carefully control pump speed to maximise the concentration where density of the transport mixture is critical (dilution);
- carefully navigate in shallow water to avoid additional turbulence (which generates suspended sediments);
- limit overflow quantities by good management of the ALMOB system (which reduces generation of suspended sediments);
- limit hoisting speed of grab and backhoe dredgers to avoid spillage; and

Figure 24. Artist's impression of a silk screen.



- reduce navigation speed of laden barges and hoppers during bad weather to avoid excessive spillage.

Implementation of a quality control system that takes into account potential environmental effects, as well as different options for mitigating actions, can to a large extent help reduce negative effects. The results of this part of the QA/QC system should be implemented in an “Environmental Protection Plan” and an “Environmental Protection Manual” which describe the various critical characteristics of the dredging and relocation sites and the possible actions to be taken during the planning and execution of the dredging project.

Measures at the dredging site

Mitigating measures can also be taken at the dredging site itself. Apart from careful planning and control of the dredging actions, implementation of physical barriers to prevent the spread of suspended sediments is an important option. This can be achieved by the installation of silt screens at or near the dredging site providing there are relatively slow current conditions (see Figure 24).

The following options exist:

- *complete enclosure of the dredging equipment with a silt screen:* this can only be done with stationary dredgers using pipeline discharge methods; in other cases the surface to be enclosed is too large or the

curtain has to be opened too frequently in order to allow barges to enter and leave the protected area;

- *complete enclosure of the dredging zone:* this can be done around the dredging area of grab or backhoe operations, enclosing the dislodging and raising operations, but allowing barges free access to lie alongside and to be changed without hindrance;
- *protecting a sensitive area nearby the dredging site:* in this case the dredger operates freely, unhindered by the curtain. The curtain is installed, all year or only during the sensitive season, in such a way that the suspended sediments cannot pass through the curtain towards the sensitive area; or
- a combination of these options.

The installation of such a physical barrier is often a difficult operation. It demands great skill and experience on the part of the dredging contractor in order to avoid problems of leakage through the curtain. The following have to be considered during the planning and installation of such a curtain:

- surface of the site to be surrounded;
- water depth to be protected;
- currents to be expected (both speed and direction are of importance);
- wave climate at the site to be protected;
- size of the sediments to be retained;
- water depth where the additional suspended sediments are created; and
- movement of the dredging equipment during the project.

Based on the physical conditions of the site and the environmental restrictions at the location, the type of silt screen, method of deployment and anchoring system can be selected. The use of a silt screen, however, clearly limits the output level of the dredger, lengthens the execution period, and increases

the costs of the project. Yet, under certain conditions, as mentioned above, a silt screen might effectively be used in the vicinity of environmentally very sensitive areas.

Measures at the relocation site

Finally, mitigating measures at the placement site can be implemented. Again, both planning and physical measures are possible.

The following physical measures can be considered:

- installation of a silt screen around the underwater relocation site or around the outlet of a confined placement area;
- utilisation of underwater diffusers to reduce the suspended sediment content at the placement site; and
- application of settlement ponds at the outlet of a confined placement area, in order to reduce suspended sediment content in the excess transport water that is returned to natural water courses.

In the operational field, the following measures can be considered:

- seasonal restrictions on placement at certain locations;
- tidal restrictions for underwater placement; and
- use of absorbent or impermeable liners at the bottom of confined placement areas.

The choice of the most appropriate measures depends largely on the actual conditions at the relocation site. A careful analysis of these conditions is a prerequisite to defining the correct infrastructure and procedures for an optimal project both in terms of economics and environment.

Chapter 7

Monitoring and Control of the Dredging Process

Proper selection of the most appropriate dredging and/or disposal techniques for a given project is, of course, of major concern when attempting to perform environmentally acceptable work. However, with each possible solution dredging and disposal activities must be controlled and monitored, so as to evaluate the results and effects of the equipment and execution methods selected.

This chapter briefly describes the different goals, methods and procedures that are relevant to monitoring the actual dredging and disposal processes. More details on monitoring can be found in Guide 3, which discusses pre- and post-dredging measuring campaigns. In this context, it is important to stress that the monitoring campaign is planned on the basis of preparatory studies in order to verify estimations and predictions made during the studies. This is referred to as the “verification of impact hypothesis”.

Objectives of the monitoring activities

A programme to monitor or control environmental effects of a dredging process should be based on compliance, verification, feedback, and know-how as described below. Three questions must be asked of any monitoring program:

- Why is monitoring being conducted?
- What specifically is being carried out?

- How are the data and information to be used in planning and decision making processes?

If any of these questions can not be answered, the utility or need of the monitoring program should be seriously questioned.

Ensuring compliance with restrictions

A major objective in planning a control and/or monitoring programme is to ensure that the dredging process is executed in accordance with the various restrictions, which are legally or contractually imposed. Restrictions can vary markedly from one project to another. They can be either physical (dredging depth, location or transport mode), seasonally related or quality oriented.

Verifying project conditions

A second objective of a monitoring programme is verification of the hypotheses made during the project preparation.

These hypotheses can be of a very different nature and can relate to:

- oceanographic conditions at the dredging or relocation site (e.g. current, wind, waves, depth);
- environmental background conditions at the site (e.g. suspended sediments, salinity, existing contamination level); or
- operational parameters related to the dredging equipment (e.g. suspended sediments from overflow with the TSHD, accuracy of the selected dredging equipment, turbidity generation at the dredging site).

Making these verifications is critical, especially during the first phases of the project's execution, in order to check the validity of the assumptions used as a basis for the project planning and the environmental impact assessment.

Providing feedback

A monitoring programme is by no means intended only as post factum control of a (dredging) project to be used as a basis for applying penalties when parameters and criteria are not met during actual execution. To optimise environmental effectiveness it is of equally great importance that a monitoring programme provide as much direct feedback as possible to the project management team. This will enable them to adjust, wherever possible, the working procedures in order to achieve even better environmental effects.

Such feedback is not only useful for the project management team, but also for the crew on board the dredger; they are the key people in the overall success of an environmental protection plan. The crew decides on the swing speed and the cutting depth or the

trailing speed, to give a few examples of factors which can influence environmental effects. Providing the crew with a direct reading from a turbidity meter installed close to the cutting/trailing head can encourage the operators to adapt the dredging process so as to mitigate environmental effects.

Increasing know-how

One objective of any monitoring programme is to increase the knowledge about the environmental conditions and effects of a given dredging process. This knowledge serves as a basis for a better assessment of the environmental effects during future dredging projects.

Planning a monitoring programme

Owing to the very large number of parameters involved, a monitoring programme can be time-consuming and costly. In order to limit the amount of energy and money spent on such control, it is important that a monitoring programme be carefully planned based on the clearly defined objectives of the project. The procedures below should be considered.

Define the critical activities

At an early stage in the project, the potential environmental effects of each piece of equipment on site, possibly sub-divided according to each phase of the project, should be defined. During the planning stage and initial phase of the monitoring and control programme, the most critical equipment and project phases, those, which generate the highest environmental effect, should be identified. This enables the monitoring team to reduce the extent of the monitoring and control programme during the bulk of the work and to focus, as much as possible, on the critical items of the project. Clearly, the assumptions made during the preparatory phase should be controlled by point check measurements during the initial stage of the actual monitoring campaign.

Take an overall view instead of point measurements

Generally speaking, the exact location of the greatest environmental effects (e.g. suspended sediment generation) during a particular project is difficult to predict. Therefore, monitoring measurements should be conducted, in as far as possible, over the complete area where a significant effect can be expected.

Most of the parameters to be monitored are of a stochastic nature. Long-term measurements or simultaneous measurements over a larger surface or perimeter are necessary in order to assess the stochastic variation of a monitored parameter. Therefore, it is advisable to carefully consider the type of equipment, which can generate sufficient data for such an assessment.

Measure the critical parameters only

Environmental effects can be found in a wide range of fields. One standard procedure to control every potential parameter and location rarely works and is certainly too expensive to implement. Therefore, during the preparatory studies and planning phases, an environmental impact assessment should be carried out in order to define the vulnerable elements at and nearby the dredging and relocation sites, as well as to define the parameters that can be influenced by the dredging process. From these parameters, the most critical should be selected in order to define an ecological and cost-efficient monitoring programme.

Variables to be monitored

In this section attention is focussed on the variables, which have a significant effect on the environment during the dredging process,

Variables to be monitored

- Depth control
- Suspended sediments generation
- Spill generation
- Density in the pipeline
- Physical characteristics
- Biological parameters

as well as on the measurement strategy. More detailed discussions are given in Guide 3 of this series.

Depth control

The first variable to be measured is the depth of the underwater bed. As this is the prime parameter to be achieved or changed by the dredging works, it is a prerequisite to measure this depth accurately. In the case of a sandy bed, this is not much of a problem. However, in the case of a silty bed, serious problems can arise, as there is no clear-cut boundary between soil and water. Instead, there is a gradual change from clear water over suspended sediment clouds, to fluid mud and then to consolidated material.

An exact definition of how a certain depth is to be achieved is a prerequisite for proper

control of dredging works. The concept of the "nautical bottom", in which the low-density mud is left in place without endangering navigation, leads to considerable reductions in dredging costs and disposal volumes.

However, specific measurements are needed to put this concept into practice.

Suspended sediments generation

The second variable of great environmental importance during monitoring activities is the measurement of the suspended sediment content. An increase in suspended sediments is probably the most significant environmental effect that occurs during normal dredging operations. An increase in suspended sediments decreases the translucency of the water, which can reduce natural conditions for a number of species living in or near dredging and relocation areas. This is especially critical in vulnerable areas, such as aquaculture zones and coral reefs, but also in normal estuarine areas.

The ability to control the increase of suspended sediments and suspended sediment levels, as well as the duration of this increase, is significant when trying to properly judge environmental effects of a dredging project. During the monitoring procedure and in the definition of the project limitations, the stochastic nature of this parameter should be taken into account.

Spill generation

Another significant environmental effect is the generation of a loose spill layer behind the dredger. Although measurement of this layer is very difficult and not always of prime importance, for remedial dredging projects it is critical as has been shown earlier in this Guide. Measurement procedures are, therefore, necessary. Sometimes the differences between echo-sounding results at two different

frequencies are sufficient to judge such spill layer. For sensitive projects, a detailed sampling and laboratory analysis programme is necessary.

Density in the pipeline

The density of the mixture in the transport pipeline or barge can be another variable to be monitored, especially in those cases where storage capacity is limited or where disposal costs are proportional to the volume. In those cases, it is critical to transport the material at the highest possible density, especially for fine-grained material where dewatering can be time-consuming and costly.

Physical characteristics

A series of physical variables forms a basis for the proper evaluation of the environmental effects of a certain project. Parameters such as currents, tides and waves influence resuspension of spill and fluid mud layers at and around the dredging and relocation sites as well as spread of suspended sediments from the resuspension point. Proper measurement of these parameters before and during the project enables a reliable prediction to be made of the suspended sediment content and burial effects nearby the project site.

Biological parameters

Finally, in the case of contaminated material it is important to monitor biological activities at and nearby project sites. Again, natural variations of the parameters from one day or season to another can be considerable. This increases dramatically the need for measurements and for the interpretation of the measured results. A detailed analysis of available data from the pre-dredging surveys is necessary to define the most appropriate variables to be monitored during project execution. This, in turn, will help in drawing conclusions from the monitoring actions.

Monitoring equipment

For the measurement of the variables discussed above, a range of equipment based on both traditional and new technology and varying widely in cost, accuracy, and measurement capability has been developed. Selection of the most appropriate monitoring equipment for a specific project should be the task of specialised companies and consultants, especially for large-scale projects such as reclamation of artificial islands and other major infrastructural or remedial works. The different equipment available to measure the parameters previously discussed is reviewed below briefly.

Depth control

Water depth is generally measured by means of an echo sounder with a dual frequency of 210 and 33 kHz. The frequency is an important factor, especially in case of fluid mud layers. The higher frequencies with shorter wavelengths reflect even at low densities, indicating the top level of any mud present on the seabed. The lower frequencies partially penetrate the top layers of mud and reflect slightly denser bottom layers. However, no clear relationship exists between frequency and reflecting density as other parameters, such as physical characteristics of the mud and sand contents, also have an influence.

Furthermore, the top angle of the acoustic signal has an influence where measurements are taken on a steep slope. At this moment a system that integrates depth measurements with positioning is used for most conventional projects. For larger projects multi-beam echo-sounding systems have recently been developed. They make it possible to gather instantaneous depth information over a line perpendicular to the measuring vessel. The length of the line on which the depth is

measured depends on water depth and angle of the multi-beam. As such, depth information over a surface is available when the measuring vessel sails forward. With this system, there is no longer a need for interpolation in between measured lines.

In case of fluid mud (introduction of the “nautical bottom” concept), it can be of importance to measure the in-situ density of the fluid mud layer. Nuclear density gauges have been developed in a number of countries and, in some cases (e.g. Zeebrugge and Rotterdam), an integrated system which continuously measures the density of the different mud layers is in use.

Suspended sediments generation

Suspended sediment content can be measured in various ways. One way involves traditional water sampling combined with filtering and measurement of the granulometry. This is the oldest technique, which gives only point results. To get a clear picture of the spread of suspended sediments, a large number of samples has to be taken. Simultaneous measurement of such a large number of samples is physically impossible or at least economically prohibitive.

Other systems for measuring suspended sediments, which give a direct reading of suspended sediment content after calibration of the measuring probe, have been developed. With this equipment the measuring process can be made much faster, permitting more frequent measurement of a vertical profile (with a multiple of measuring results) compared with the sampling method. Basically, however, only one point is measured simultaneously.

However, a new development, the Acoustic Doppler Current Profiler system (ADCP, see

Figure 25. Acoustic Doppler Current Profiler.

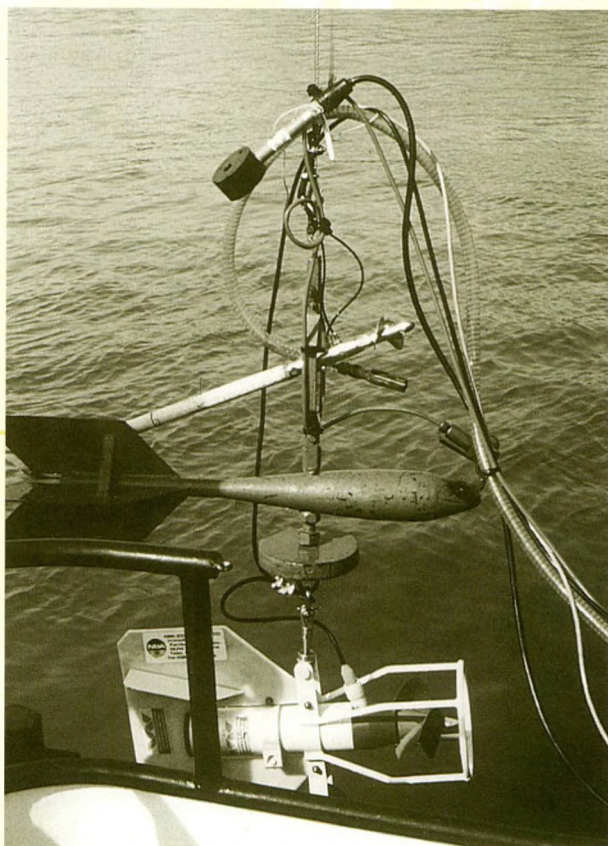


Figure 25), can measure suspended sediment content together with water flow velocity over the complete vertical. By slowly sailing along a certain route, it is possible to get a relatively rapid view of a vertical plane throughout the water. Until recently the processing of the backscatter result, required for suspended sediment assessment, was a complex task and the results were only considered as an indication. State-of-the-art systems combined with sophisticated computer programs have resulted in accuracies that are in the same range as with more traditional equipment. Because of the large quantities of data made available, this equipment produces a better picture of the spread of suspended sediments at a given site.

Finally, it is now possible to use satellite images or aerial photography to obtain an overview of the suspended sediment dispersion in a specific area. The main advantage to this is the simultaneous view of the suspended sediment content over a complete surface; the disadvantage is that the measurements possible at this time are relatively difficult to calibrate with field measurements. Undoubtedly the technique for measuring and computer-based interpretation will improve within the next decade.

Spill generation

Measurement of spill generation is normally not a prime concern for most dredging projects provided there is sufficient water

depth, irrespective of the spill layer thickness. However, with environmentally sensitive projects, spill has to be prevented in order to avoid erosion and the spread of contaminated sediments.

Bathymetrical surveys using different frequencies give an initial indication of the remaining spill layer. However, this is not sufficient for remedial dredging projects where great accuracy is required. In those cases only geotechnical sampling (using, for example, Becker samples) is feasible, albeit very slow and labour intensive. Such measurement is therefore only undertaken when spill effects are very significant (high contaminant content). Finally, however, specially developed geo-electrical probes are in a testing stage to realise these types of measurement.

Density in the pipeline

Density in the pipeline is measured on a routine basis on board most modern dredgers by means of a nuclear density probe in the discharge pipeline. Such measurement is appropriate for homogeneous sand-water mixtures and sufficient for almost all sand transport.

In the case of silt and clay discharge, such measurement can be inappropriate, especially when there are higher gas content mixtures. It is then advisable to control the measuring results by regular sampling from the discharge pipe. The place and timing of the sampling programme are important for obtaining unbiased results.

Physical characteristics

Measurement of physical variables is rather well known in the field of oceanography. This Guide would simply like to stress that, in a move away from point measurement using a current meter or a wave rider buoy, new developments have taken place:

- towards simultaneous measurement of a vertical section, using the Acoustic Doppler Current Profilers (ADCP); or
- towards measurement of a complete surface for currents and waves, using radar techniques and even satellite images.

These new technologies broaden the scope for better monitoring and control of the physical conditions at a dredging or relocation site.

Chemical and biological variables

Chemical and biological variables are generally measured by taking water samples at the location and water depth that have been chosen for the monitoring process. Samples are analysed in the laboratory or directly on site. The equipment required for the analyses varies widely, depending on the actual variable that has to be measured. This can range from a rather simple measurement of the content of a heavy metal in the water (or silt) sample to a complicated leaching test and/or morbidity test for a combined group of species. For more detailed discussion of the different possibilities reference is made to Guide 3 of this series.

Chapter 8

Recommendations and Conclusions

The environmental effect of a dredging project, both adverse and beneficial, must be clearly identified at the planning stage. It may largely depend on the type of project: capital, maintenance or remedial works should be distinguished.

The real environmental effect is a combination of the effects of:

- the selected equipment;
- the chosen execution method;
- the design of the project;
- the conditions at the dredging site, the transportation route, and the placement or disposal site; and
- operator training, expertise and a dedicated attitude.

Mitigation of the environmental effects needs to address all these parameters.

The environmental impact of a certain type of dredging equipment has to be viewed in a

broad perspective. A significant disturbance over a short period of time can be preferable to less significant disturbances over longer periods.

A project-specific environmental impact assessment is a prerequisite for proper evaluation of the real effect of dredging operations and for proper judgement of the mitigating measures that are worthwhile economically.

Apart from making technical adaptations to the dredging equipment in order to reduce the negative environmental effects, it is recommended that consideration also be given to operational measures such as tidal or seasonal restrictions.

A well-planned and well-executed monitoring and control programme is necessary to ensure that the predicted effects are really met and that mitigating measures actually fulfil the requirements.

In general it can be stated that equipment, techniques and procedures for an environmental sensible dredging project execution are in existence. However, not all of the equipment, and especially the modern special equipment, is available all over the world. Particularly in less developed regions, costs to develop or mobilise such specific tools can be prohibitive. In those areas mitigation of environmental effects can often be achieved with expert dredging advice, modification of existing equipment and operator training.

It must be emphasised that there will always be an environmental impact of some nature and this should be viewed in relation to the benefits gained by executing the project.

References

- Borst, W.G. et al.
"Monitoring of water injection dredging, dredging polluted sediments".
Dredging 94 Conference Proceedings.
Volume 2. 1994.
- Bray, R.N., A.D. Bates and J.M. Land
Dredging; a Handbook for Engineers.
Arnold Publishing. London, UK. 1997.
- CEEC-CEDA Course
"Environmental Dredging and Treatment of Dredged Material".
Leuven, Belgium. February 1994.
- Dearnaley, M.P., N.G. Feates, T.N. Burt and M.N.H. Waller.
"Resuspension of bed material by dredging".
HR Wallingford Report SR 461.
February 1996.
- Korevaar, A.
"An update on dredge instrumentation and automation".
Dredging 94 Conference Proceedings.
Volume 1. 1994.
- Nelson, D.A. and D.J. Shafer.
Effectiveness of a Sea Turtle-deflecting Hopper Dredge Draghead in Port Canaveral Entrance Channel, Florida. (MP D-96-3).
US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station. August 1996.
- Palermo, M.R.
"Placement techniques for capping contaminated sediments".
Dredging 94 Conference Proceedings.
Volume 2. 1994.
- Pelletier, J.P., R. Santiago and J. Lajeunesse.
"Evolution of the Cable arm Clamshell bucket".
Dredging 94 Conference Proceedings.
Volume 2. 1994.
- PIANC, Working Group 17.
Handling and treatment of contaminated material from ports and inland waterways
CDM. Supplement to Bulletin no. 89.
Permanent International Association of Navigation Congresses. Brussels, Belgium.
1996.

Reinking, M.W.
"The development of a special remedial dredging technique - The environment-friendly auger dredger".
CEDA Dredging Days Proceedings.
Amsterdam, The Netherlands. 1993.

Smits, J. and M. Sas.
"Maintenance dredging: an environmental approach". *EADA Conference Proceedings*.
Ho Chi Minh City, Vietnam. April 1997.

Smits, J., Ph. Van de Velde and J. Claessens.
"Automated supervision and follow-up of dredging works".
EADA Conference Proceedings.
Ho Chi Minh City, Vietnam. April 1997.

Standaert, P., J. Claessens, J. Marain and J. Smits.
"The scoop dredger, a new concept for silt removal".
CEDA Dredging Days Proceedings.
Amsterdam, The Netherlands. 1993.

van Diepen, H., A. Hunt, G.H. van Raalte and J.G.S. Pennekamp.
"Dredging and the environment: new developments from the Netherlands".
PIANC Bulletin no 80.
Permanent International Association of Navigation Congresses. Brussels, Belgium.

van Drimmelen, N.J. and T. Schut.
"New and adapted small dredgers for remedial dredging operations".
World Dredging, Mining & Construction.
December 1994.

Vandycke, S., P. Standaert and J. Claessens.
"New developments in environmental dredging: from scoop to sweep dredger".
11th Harbour Congress Proceedings.
Antwerp, Belgium. June 1996.

Van Wijck, J., J. Van Hoof and J. Smits.
"Underwater disposal of dredged material - a viable solution for the maintenance dredging works in the river Scheldt."
PIANC Bulletin no. 73.
Permanent International Association of Navigation Congresses. Brussels, Belgium.
1991.

Whiteside, P.G.D., K-C. Ng and W-P. Lee.
(1996). "Management of contaminated mud in Hong Kong".
Terra et Aqua 65, pp 10-17.



Environmental
Aspects of Dredging
is a special series of guides
sponsored by IADC and CEDA

